Effets des précipitations acides sur un sous-bassin versant de la rivière des Escoumins: réponse hydrochimique et biologique

D. Brouard et M. Lachance

Direction de la Recherche sur les Pêches
Ministère des Pêches et des Océans
901 Cap Diamant, C.P. 15500
Québec, Québec G1K 7Y7

Juin 1986

Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques
No. 1452

Pêches et Océans Fisheries and Oceans

Canada

88-03990/

Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques

Les rapports techniques contiennent des renseignements scientifiques et techniques qui constituent une contribution aux connaissances actuelles, mais qui ne sont pas normalement appropriés pour la publication dans un journal scientifique. Les rapports techniques sont destinés essentiellement à un public international et ils sont distribués à cet échelon. Il n'y a aucune restriction quant au sujet; de fait, la série reflète la vaste gamme des intérêts et des politiques du ministère des Pêches et des Océans, c'est-à-dire les sciences halieutiques et aquatiques.

Les rapports techniques peuvent être cités comme des publications complètes. Le titre exact paraît au-dessus du résumé de chaque rapport. Les rapports techniques sont résumés dans la revue *Résumés des sciences aquatiques et halieutiques*, et ils sont classés dans l'index annual des publications scientifiques et techniques du Ministère.

Les numéros 1 à 456 de cette série ont été publiés à titre de rapports techniques de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada. Les numéros 457 à 714 sont parus à titre de rapports techniques de la Direction générale de la recherche et du développement, Service des pêches et de la mer, ministère de l'Environnement. Les numéros 715 à 924 ont été publiés à titre de rapports techniques du Service des pêches et de la mer, ministère des Pêches et de l'Environnement. Le nom actuel de la série a été établi lors de la parution du numéro 925.

Les rapports techniques sont produits à l'échelon régional, mais numérotés à l'échelon national. Les demandes de rapports seront satisfaites par l'établissement auteur dont le nom figure sur la couverture et la page du titre. Les rapports épuisés seront fournis contre rétribution par des agents commerciaux.

Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences

Technical reports contain scientific and technical information that contributes to existing knowledge but which is not normally appropriate for primary literature. Technical reports are directed primarily toward a worldwide audience and have an international distribution. No restriction is placed on subject matter and the series reflects the broad interests and policies of the Department of Fisheries and Oceans, namely, fisheries and aquatic sciences.

Technical reports may be cited as full publications. The correct citation appears above the abstract of each report. Each report is abstracted in *Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts* and indexed in the Department's annual index to scientific and technical publications.

Numbers 1–456 in this series were issued as Technical Reports of the Fisheries Research Board of Canada. Numbers 457–714 were issued as Department of the Environment, Fisheries and Marine Service, Research and Development Directorate Technical Reports. Numbers 715–924 were issued as Department of Fisheries and the Environment, Fisheries and Marine Service Technical Reports. The current series name was changed with report number 925.

Technical reports are produced regionally but are numbered nationally. Requests for individual reports will be filled by the issuing establishment listed on the front cover and title page. Out-of-stock reports will be supplied for a fee by commercial agents.

Rapport technique canadien des
sciences halieutiques et aquatiques
No 1452

Juin 1986

Effets des précipitations acides sur un sous-bassin versant de la rivière des Escoumins: réponse hydrochimique et biologique

D. Brouard[1] et M. Lachance[2]

Direction de la recherche sur les pêches
Ministère des Pêches et des Océans
C.P. 15 500, 901 Cap Diamant
QUÉBEC (Québec)
G1K 7Y7

---

[1] Gilles Shooner et Associés Inc., 40 Racine, Loretteville, Québec, G2B 1C6.

[2] INRS-Eau, C.P. 7500, 2700 Einstein, Ste-Foy, Québec, G1V 4C7

Ministère des Approvisionnements et Services Canada 1986
No de catalogue FS 97-6/1452F ISSN 0706-6570

On devra référer comme suit à cette publication:

Brouard, D. et M. Lachance. 1986. Effets des précipitations acides sur un sous-bassin versant de la rivière des Escoumins: réponse hydrochimique et biologique. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 1452: xiii + 89 p.

TABLE DES MATIÈRES

Page

LISTE DES TABLEAUX vi

LISTE DES FIGURES viii

LISTE DES ANNEXES x

RÉSUMÉ xii

ABSTRACT xii

PRÉFACE xiii

INTRODUCTION 1

CADRE ET OBJECTIFS DE L'ÉTUDE 2

MÉTHODOLOGIE 3

INVENTAIRE BIO-PHYSIQUE 3

HYDROMÉTÉOROLOGIE 3

PHYSICO-CHIMIE 6

Précipitations 6
Eaux de surface 6

ÉVALUATION ÉCOTOXICOLOGIQUE 7

Déroulement de la fraie artificielle 7
Incubation en milieu naturel et semi-naturel 8

Boîtes de Whitlock-Vibert 8
Auges d'incubation 8

Incubation en laboratoire 9

Montage expérimental et traitements prophylactiques 9
Protocole expérimental 11

Analyse des oeufs ou alevins 12

TABLE DES MATIÈRES (suite)

Page

CADRE BIO-PHYSIQUE 12

GÉOLOGIE ET GÉOMORPHOLOGIE 12

CONDITIONS ÉDAPHIQUES 15

Propriétés des sols 15
Propriétés des solutions des sols 17

VÉGÉTATION 18

PHYSIOGRAPHIE ET HYDROGRAPHIE 20

HYDROMÉTÉOROLOGIE 20

QUALITÉ PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DE SURFACE 24

CARACTÉRISATION PHYSICO-CHIMIQUE 24

ÉVOLUTION TEMPORELLE 26

Fluctuations saisonnières 26
Variations journalières en période de fonte 28

ÉVOLUTION LONGITUDINALE 30

Variabilité spatio-temporelle 31

QUALITÉ DES PRÉCIPITATIONS 33

BILAN HYDRO-CHIMIQUE 39

ÉVALUATION ÉCOTOXICOLOGIQUE 45

BIO-ESSAIS IN SITU 45

Conditions d'incubation 45
Mortalité 48
Bio-accumulation in situ 50

TABLE DES MATIÈRES (suite)

Page

BIO-ESSAIS EN LABORATOIRE 54

Conditions physico-chimiques 54
Mortalité 54
Bio-accumulation 54

Aluminium 56
Manganèse 56

PROBLÉMATIQUE ÉCOTOXICOLOGIQUE LOCALE 56

Facteurs abiotiques 59
Facteurs biotiques 59

CONCLUSION 63

CARACTÉRISTIQUES GÉNÉRALES DES PRÉCIPITATIONS ET DES EAUX DE SURFACE (RIVIÈRES CASSETTE ET DES ESCOUMINS) 63

ÉVOLUTION TEMPORELLE DES EAUX DE SURFACE (RIVIÈRE CASSETTE) 63

BILAN HYDROCHIMIQUE (RIVIÈRE CASSETTE) 64

ÉVALUATION ÉCOTOXICOLOGIQUE 64

Bio-essais en laboratoire 64
Bio-essais *in situ* 64

CONCLUSION GÉNÉRALE 65

REMERCIEMENTS 65

RÉFÉRENCES 66

ANNEXES 73

LISTE DES TABLEAUX

Tableau		Page
1	Principales caractéristiques des groupes d'oeufs incubés en milieu semi-naturel (auges d'incubation, rivière Cassette)	10
2	Composition chimique moyenne de quatre podzols humo-ferriques prélevés aux stations 2, 7, 8 et 10, sur le bassin versant de la rivière Cassette (1983)	16
3	Teneurs en manganèse (Mn) et zinc (Zn) de quelques sols du bassin Cassette	19
4	Physiographie et hydrographie sommaire des bassins versants à l'étude	21
5	Valeurs moyennes, minimales et maximales, pour l'ensemble de la période à l'étude (1er novembre 1983 au 31 octobre 1984) de paramètres physico-chimiques mesurés dans les eaux de surface des rivières Cassette et des Escoumins	25
6	Concentrations moyennes saisonnières exprimées par rapport à la concentration moyenne annuelle pour les eaux de surface de la rivière Cassette	27
7	Moyennes annuelles et coefficients de variation saisonniers (en %) des paramètres mesurés aux six stations de l'étude longitudinale	32
8	Qualité physico-chimique des eaux de précipitation: Valeurs moyennes, minimales et maximales pour la station des Escoumins, et valeurs moyennes obtenues en 1982 et en 1983 à la station Petit-Saguenay du ministère de l'Environnement du Québec	36
9	Composition physico-chimique de la précipitation et de la neige au sol en clairière et sous couvert forestier	38
10	Bilan hydrochimique sur le bassin de la rivière Cassette	40
11	Charges atmosphériques saisonnières	41
12	Charges saisonnières exportées à l'exutoire de la rivière Cassette	43

LISTE DES TABLEAUX (suite)

Tableau		Page
13	Conditions physico-chimiques prévalant au cours de la période d'incubation, sur les rivières Cassette et des Escoumins (1er novembre 1983 - 20 mai 1984)	47
14	Coefficients de corrélation de Spearman calculés entre les mortalités instantanées de l'auge 5 et les concentrations de divers paramètres physico-chimiques mesurés dans les eaux de surface de la rivière Cassette (N = 29)	52
15	Concentrations tissulaires (µg/g, poids humide) d'aluminium et de manganèse dans les oeufs et alevins vésiculés de saumon atlantique	53
16	Détail des mortalités cumulatives obtenues chez les oeufs de saumon au cours des deux premières phases expérimentales	55

LISTE DES FIGURES

Figure		Page
1	Présentation schématique des différentes phases et composantes de l'étude	3
2	Sous-bassins hydrographiques de la rivière Cassette ainsi que zone d'observation et d'expérimentation situés à la confluence des rivières Cassette et des Escoumins	5
3	Protocole relatif aux conditions physico-chimiques de traitements des oeufs et des alevins de saumons	13
4	Formations géologiques caractérisant le bassin versant de la rivière Cassette	14
5	Données météorologiques provenant de la station de la rivière Cassette (mesures journalières pour la neige au sol et la température, hebdomadaires pour les précipitations)	22
6	Débits journaliers des rivières Cassette et des Escoumins pour l'année hydrologique 1983-1984	23
7	Évolution temporelle du débit, du pH ainsi que des concentrations de calcium, bicarbonates et sulfates pour la rivière Cassette (printemps 1984)	29
8	Variation spatio-temporelle dans les concentrations d'ions majeurs pour les eaux de surface de la rivière Cassette (printemps et été 1983-1984)	34
9	Variation spatio-temporelle dans les concentrations d'ions majeurs pour les eaux de surface de la rivière Cassette (été et automne 1984)	35
10	Variation saisonnière des apports atmosphériques et des charges exportées de nitrates, de sulfates et de calcium, pour la rivière Cassette (1983-1984)	44
11	Temps de développement des oeufs, degrés-jours de croissance (au-dessus de 0°C) ainsi que température de l'eau mesurée à la station C1, sur la rivière Cassette (1983-1984)	46

LISTE DES FIGURES (suite)

Figure		Page
12	Variation temporelle des mortalités cumulatives pour les oeufs de saumon incubés dans les auges de la rivière Cassette	49
13	Mortalité observée dans les boîtes de Whitlock-Vibert ainsi que dans certaines auges d'incubation alimentées par les eaux de surface de la rivière Cassette	51
14	Contenu en aluminium (µg/g, poids humide) dosé chez les oeufs post-fertilisés et embryonnés de saumon durant l'incubation de 15 jours sous conditions acides (pH: 5,7)	57
15	Facteurs de bioconcentration (FBC) évalués au jour 15 de l'incubation expérimentale à différentes concentrations d'aluminium et de manganèse, avec et sans agent complexant	58
16	Évolution temporelle de la spéciation de l'aluminium dans les eaux de surface de la rivière Cassette (Station C-1, printemps 1984)	61

LISTE DES ANNEXES

Annexe		Page
1	Méthodologie utilisée pour l'analyse des précipitations au laboratoire du ministère des Pêches et des Océans (Québec)	74
2	Méthodologie utilisée pour l'analyse des eaux de surface, au laboratoire de l'INRS-Eau (Sainte-Foy)	75
3	Boîte de Whitlock-Vibert modifiée pour les fins de l'étude	76
4	Dispositif d'incubation et d'alevinage installé en dérivation de la rivière Cassette	77
5	Alimentation en eau du dispositif d'incubation et d'alevinage	78
6	Dispositif utilisé lors des expériences de bio-accumulation en laboratoire	79
7	Méthodes utilisées pour l'analyse de l'aluminium et du manganèse dans les oeufs ou alevins ainsi que dans l'eau synthétique	80
8	Superficie des unités morpho-sédimentologiques du bassin de la rivière Cassette	81
9	Superficies par type de couvert végétal pour le bassin de la rivière Cassette	82
10	Statistiques descriptives sommaires des principaux descripteurs physico-chimiques des eaux de surface de la rivière Cassette (Station C-1; Hiver, N = 17)	83
11	Statistiques descriptives sommaires des principaux descripteurs physico-chimiques des eaux de surface de la rivière Cassette (Station C-1; Printemps, N = 19)	84
12	Statistiques descriptives sommaires des principaux descripteurs physico-chimiques des eaux de surface de la rivière Cassette (Station C-1; Eté, N = 14)	85

LISTE DES ANNEXES (suite)

Annexe		Page
13	Statistiques descriptives sommaires des principaux descripteurs physico-chimiques des eaux de surface de la rivière Cassette (Station C-1; Automne, N = 13)	86
14	Contenu en aluminium et en manganèse (µg/g, poids humide) chez les oeufs de saumon post-fertilisés	87
15	Contenu en aluminium et en manganèse (µg/g, poids humide) chez les oeufs de saumon embryonnés	88
16	Contenu en aluminium et en manganèse (µg/g, poids humide) chez les alevins vésiculés de saumon	89

RÉSUMÉ

Brouard, D. et M. Lachance. 1986. Effets des précipitations acides sur un sous-bassin versant de la rivière des Escoumins: réponse hydrochimique et biologique. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 1452: xiii + 89 p.

Une étude intégrée des composantes biotiques et abiotiques d'un sous-bassin versant de la rivière des Escoumins a été réalisée de novembre 1983 à octobre 1984. Les teneurs en sulfates (3-131 µéq/l) et les niveaux de pH (3,7-5,0) observés dans les précipitations indiquent que la région est soumise à des apports atmosphériques importants (17 kg SO_4^{-2}/ha/an). Le bilan hydrochimique annuel a permis de classifier les ions majeurs en trois catégories à savoir ceux dont l'apport atmosphérique est: plus grand (H^+, NO_3^- et NH_4^+), approximativement égal (Cl^- et SO_4^{-2}) ou beaucoup plus faible (Ca^{+2}, Mg^{+2}, K^+ et HCO_3^-) que la charge exportée à l'exutoire du bassin. La mortalité ainsi que la bio-accumulation de l'aluminium et du manganèse ont fait l'objet de suivis chez des oeufs et alevins vésiculés de saumon. À l'éclosion, en milieu naturel, la mortalité cumulative abiotique se situe en deçà de 3%, alors que la mortalité totale (biotique et abiotique) atteint 8%. De plus, les concentrations tissulaires d'aluminium et de manganèse furent relativement constantes dans le temps (~ 5 µg/g), alors qu'en laboratoire on a observé une bio-accumulation d'aluminium à des degrés divers (4-50 µg/g), selon le stade de développement. Les résultats de cette étude permettent de poser un diagnostic provisoire de l'effet local des retombées acides sur la ressource-saumon.

ABSTRACT

Brouard, D. et M. Lachance. 1986. Effets des précipitations acides sur un sous-bassin versant de la rivière des Escoumins: réponse hydrochimique et biologique. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 1452: xiii + 89 p.

The biotic and abiotic components of the watershed of a tributary of des Escoumins River were studied from November 1983 to October 1984. Sulphate concentrations (3-131 µeq/l) and pH levels (3,7-5,0) observed in the precipitation indicate the study area is subjected to important atmospheric deposition (17 kg SO_4^{-2}/ha/yr). The annual hydrochemical balance permitted the grouping of the major ions into three classes: those with atmospheric inputs larger (H^+, NO_3^- et NH_4^+); approximately equal to (Cl^- and SO_4^{-2}); and much smaller (Ca^{+2}, Mg^{+2}, K^+ et HCO_3^-) than the total ion exportation from the watershed. Mortality as well as aluminium and manganese tissue concentrations were monitored during the development of Atlantic salmon eggs and yolk-sac fry. At hatching, <u>in situ</u> abiotic cumulative mortalities were below 3%, whereas total mortality (biotic and abiotic) reached 8%. Aluminium and manganese tissue concentrations were relatively constant with time (~ 5 µg/g), whereas in laboratory experiments there was a bio-accumulation of aluminium, but to a different degree (4-50 µg/g) according to the developmental stage of the salmon eggs or fry. This study permitted the setting of a provisional evaluation of the local effects of acid precipitation on the salmon resource of this river.

PRÉFACE

Le ministère présente dans ce document les résultats de l'étude d'un bassin versant calibré, établi dans le cadre de son programme de recherche sur les répercussions des précipitations acides sur le poisson et son habitat. Cette recherche a été réalisée par la firme Gilles Shooner et Associés inc. suite à une proposition spontanée de service soumise au ministère des Approvisionnements et Services Canada. M. Yvan Vigneault a agi comme délégué scientifique pour le ministère des Pêches et des Océans et M. Ghislain Verreault du même Ministère a agi comme adjoint au délégué scientifique. M. Raymond Van Coillie d'Environnement Canada a joué un rôle essentiel dans la conception et la mise en marche de cette étude.

INTRODUCTION

Pour étudier les effets des précipitations acides sur l'écosystème aquatique, il faut prendre en considération de nombreux éléments. Les composantes biotiques et abiotiques sont autant de cibles exposées directement ou indirectement aux précipitations acides. Les processus environnementaux, tels que l'altération, la solubilisation ainsi que la mobilisation des minéraux et des métaux, sont accélérés par l'acidité croissante des sols et des eaux de surface. De plus, malgré le caractère universel de ces processus géochimiques, les risques de dommages environnementaux pour les bassins versants, attribuables aux précipitations acides, sont tout à fait différents d'une région à une autre en raison de la variabilité climatologique, géologique, pédologique et hydrologique.

La région de la Côte-Nord du fleuve Saint-Laurent est vulnérable, à divers titres, aux effets du transport à grande distance des polluants aéroportés. La vulnérabilité est d'abord géochimique, puisque le bouclier pré-cambrien est caractérisé par la présence de roches cristallophylliennes (gneiss gris, granitique et charnockitique), qui sont peu altérables par rapport aux minéraux carbonatés que l'on retrouve dans d'autres régions du Québec (Bas-Saint-Laurent - Gaspésie, Île d'Anticosti).

En Nouvelle-Écosse, où le saumon a complètement disparu de neuf rivières et serait en danger dans une dizaine d'autres cours d'eau (Watt, 1981), la distribution des eaux acides est étroitement liée avec la géologie (Watt et coll., 1983). Dans les régions géologiques les plus sensibles (granite et roches métamorphiques) de cette province, le pH moyen annuel des rivières a baissé de façon significative, entre 1954 et 1981, d'un taux moyen de 0,017 unités de pH par année, ce qui représente 0,4 unité sur une période de vingt ans. Il s'est produit, en même temps, un déclin dans l'alcalinité et un accroissement dans les teneurs de l'aluminium et des sulfates. En moyenne, 73% de l'augmentation de l'acidité, dans ces rivières à saumons, est attribuable, selon Watt et coll. (1983), à une augmentation des anions sulfates d'origine atmosphérique.

Cette diminution des populations ichtyennes, dans les régions affectées par les retombées acides, a été fréquemment attribuée à une cessation de la reproduction et à une baisse conséquente du recrutement, plutôt qu'à une mortalité de masse (Jensen et Snekvik, 1972). Des conclusions similaires ont été établies à partir d'études menées dans l'est du Canada (Lacroix, 1985), en Ontario (Gunn et Keller, 1980) ainsi qu'au sud de la Norvège (Schofield, 1976) et de la Suède (Almer et coll., 1974).

Les jeunes salmonidés sont très sensibles aux faibles valeurs de pH (Schofield, 1976; Haines, 1981) et les effets de ces derniers sont très variables en conditions naturelles (From, 1980), probablement à cause d'interactions synergiques avec d'autres facteurs tels la température de l'eau (Kwain, 1975), le bioxyde de carbone (Lloyd et Jordan, 1964) et la présence d'éléments métalliques (Al, Mn, Zn) libérés des sols (Driscoll et coll., 1980; Baker, 1982). Des bio-essais *in situ* sont dès lors nécessaires pour obtenir une image réelle de la réponse biologique à l'acidification. Cette approche est d'autant plus attrayante qu'à partir de recherches réalisées sur le terrain, plusieurs chercheurs (Gunn et Keller, 1980, 1981, 1984; Leivestad et Muniz, 1976) ont clairement démontré que les pH considérés létaux, en milieu naturel, étaient toujours supérieurs à ceux suggérés à partir d'études réalisées en laboratoire (Daye et Garside, 1977, 1979; Carrik, 1979; Peterson et coll., 1980). Selon Lacroix (1980), cette différence serait particulièrement évidente chez les salmonidés qui enfouissent leurs oeufs dans le gravier. Cet auteur rapporte qu'un pH interstitiel de 5,0-5,5 occasionne des mortalités significatives chez les embryons de ouananiche (*Salmo salar*), peu avant l'éclosion.

De telles conditions pourraient également se produire, sur les rivières à saumon de la Côte-Nord du fleuve Saint-Laurent, étant donné leur sensibilité et leur vulnérabilité à l'acidification (Brouard et coll., 1982; Brouard, 1984), et ceci d'autant plus que la région de la Côte-Nord est soumise à des précipitations tout aussi acides qu'en Nouvelle-Écosse. Brouard et coll. (1982) mentionnent à cet égard un pH moyen de 4,1 pour la pluie, au cours du printemps 1981, alors que Watt et coll. (1983) rapportent des valeurs moyennes de 4,4 à 4,6 unités pour l'année 1980. Par ailleurs, le phénomène d'acidification pourrait être accentué par le fait que la résistance physiologique du saumon s'affaiblirait avec une diminution de la conductivité et de la teneur en calcium du milieu (McWilliams et Potts, 1978; Carrick, 1979; Brown et Lynam, 1981).

Dans ce contexte, la compréhension des processus d'acidification, dans les cours d'eau fréquentés par le saumon atlantique, doit être à la base de toute intervention visant à atténuer l'impact des retombées acides sur les habitats et les ressources salmonicoles. L'étude de la nature de ces processus pouvant éventuellement affecter les bassins hydrographiques et, de façon ultime, les composantes biotiques, tel le saumon atlantique, est d'autant plus nécessaire que les recherches réalisées au Québec, jusqu'à ce jour, sur les écosystèmes fluviaux, sont très limitées et ne permettent pas d'évaluer l'urgence de la situation de manière à pouvoir adopter des mesures de protection visant à assurer l'intégrité des habitats et la pérennité des stocks de salmonidés.

CADRE ET OBJECTIFS DE L'ÉTUDE

Cette étude s'inscrit dans un vaste programme de recherches adopté par le ministère des Pêches et des Océans afin de déterminer les répercussions, sur le poisson et son habitat, du transport sur de grandes distances des polluants acides aéroportés; le but ultime de ce programme étant d'assurer la pérennité des ressources en poissons d'eau douce et anadromes, d'intérêt sportif et commercial, pour le bénéfice de la société canadienne et de son économie.

Au Québec, la nécessité d'un tel programme se justifie entre autres par la haute sensibilité et la vulnérabilité particulière de la Côte-Nord du Saint-Laurent aux retombées acides, ainsi que par la faible capacité reconnue de neutralisation du milieu récepteur en cause. La présente étude pourrait constituer un premier pas vers l'établissement d'un diagnostic de l'impact des retombées acides sur les bassins versants de rivières de la Côte-Nord et de leurs répercussions sur la ressource-saumon qui les habite.

Les rivières, les lacs et les bassins versants sont les récepteurs ultimes de la pollution atmosphérique. C'est pourquoi nous avons envisagé d'étudier un bassin versant comme un collecteur à grande échelle dont la superficie reçoit l'apport total des polluants atmosphériques. Cela nous a conduit à établir un bassin expérimental qui permet de quantifier, dans une certaine mesure, les effets chimiques et biologiques éventuels de la pollution atmosphérique. Ces renseignements permettront de parfaire nos connaissances sur la réponse du bassin aux apports atmosphériques ainsi que sur la bio-accumulation et la cinétique de transfert de certains éléments reliés aux précipitations acides, en relation avec les premiers stades de développement du saumon atlantique, considérés ici comme les intégrateurs biotiques du bassin expérimental à l'étude.

L'ensemble ainsi constitué (Figure 1) devrait permettre d'évaluer:

- les interactions des précipitations avec le milieu récepteur;

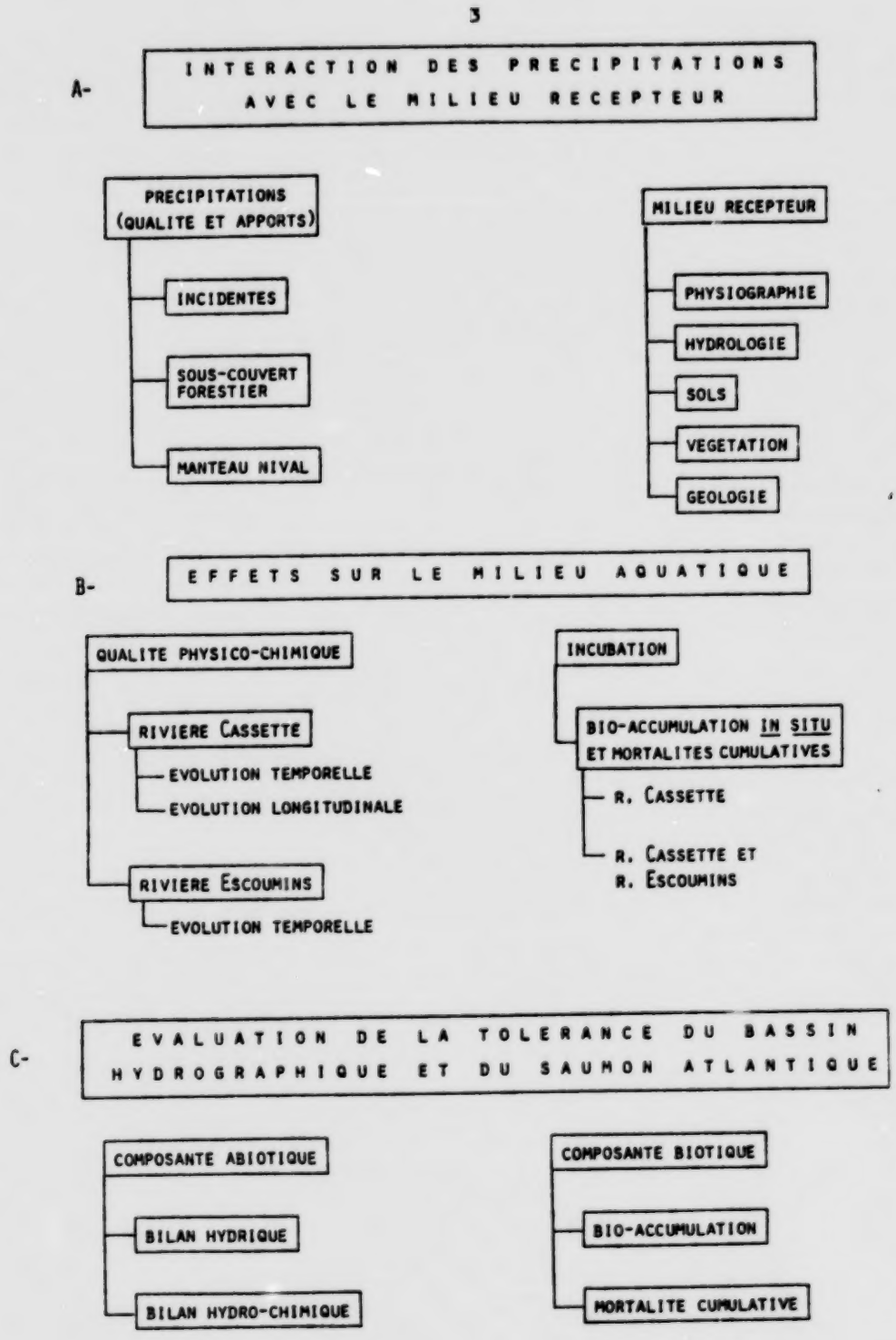


Figure 1. Présentation schématique des différentes phases et composantes de l'étude.

- leurs effets sur le milieu aquatique;

- la tolérance du bassin hydrographique et du saumon atlantique.

L'aire d'étude, située à quelque 260 km au nord-est de Québec, sur la Haute Côte-Nord, couvre une superficie de 40 km^2 qui englobe l'ensemble du bassin de la rivière Cassette, dernier grand tributaire que l'on rencontre sur la rive orientale de la rivière des Escoumins avant d'atteindre son embouchure.

Pour les fins de cette étude pluridisciplinaire, nous avons choisi comme principale zone d'observation et d'expérimentation les deux sous-bassins hydrographiques de la rivière Cassette, de même qu'un secteur sis à la confluence des rivières Cassette et des Escoumins. La figure 2 situe les stations d'échantillonnage de même que les divers instruments et éléments de mesure contenus à l'intérieur de cette zone expérimentale.

MÉTHODOLOGIE

Dans ce chapitre, après avoir décrit les processus et procédés mis en oeuvre pour effectuer la description du milieu récepteur et les relevés hydrométéorologiques, nous aborderons les questions méthodologiques relatives à la physico-chimie des eaux de surface et des précipitations ainsi que de l'écotoxicologie.

INVENTAIRE BIO-PHYSIQUE

L'inventaire bio-physique, dressé à partir d'une photo-interprétation préliminaire de la végétation et des dépôts meubles, a consisté essentiellement en une description de la végétation et des matériaux sous-jacents, tout le long de transects physiographiques perpendiculaires aux versants des collines. Cette façon de procéder a permis d'apprécier la variété des sols et de la végétation en fonction du gradient altitudinal (toposéquence). En ce qui concerne les sols, dix profils ont été prélevés (Figure 2) pour fins d'analyse au laboratoire de pédologie de la Faculté de Foresterie et de Géodésie de l'Université Laval.

De façon générale, les analyses de sols ont été exécutées selon les méthodes recommandées par NCASI (1983); les détails des procédures adaptées à cette fin sont décrits dans un ouvrage antérieur (Brouard et coll., 1984).

HYDROMÉTÉOROLOGIE

Les relevés hydrométéorologiques effectués sur le bassin (Figure 2) de la rivière Cassette (station P-1) ainsi qu'à proximité du village des Escoumins (station P-2) ont permis de quantifier et de caractériser les débits des rivières Cassette et des Escoumins, de même que les précipitations recueillies sous diverses formes.

Une station de jaugeage du débit a été mise en opération sur la rivière Cassette le 14 octobre 1983 par une équipe du Service de l'hydrométrie du ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ). Nous avons également utilisé les données de débits provenant d'une seconde station. Cette dernière, opérée dans le cadre des activités régulières du MENVIQ, est située à 3,1 km de l'embouchure de la rivière des Escoumins, soit à proximité d'un des deux sites d'échantillonnage des précipitations (P-2).

Les stations météorologiques de la rivière Cassette (P-1) et des Escoumins (P-2) furent installées au cours du mois de septembre 1983, grâce à la participation du Service

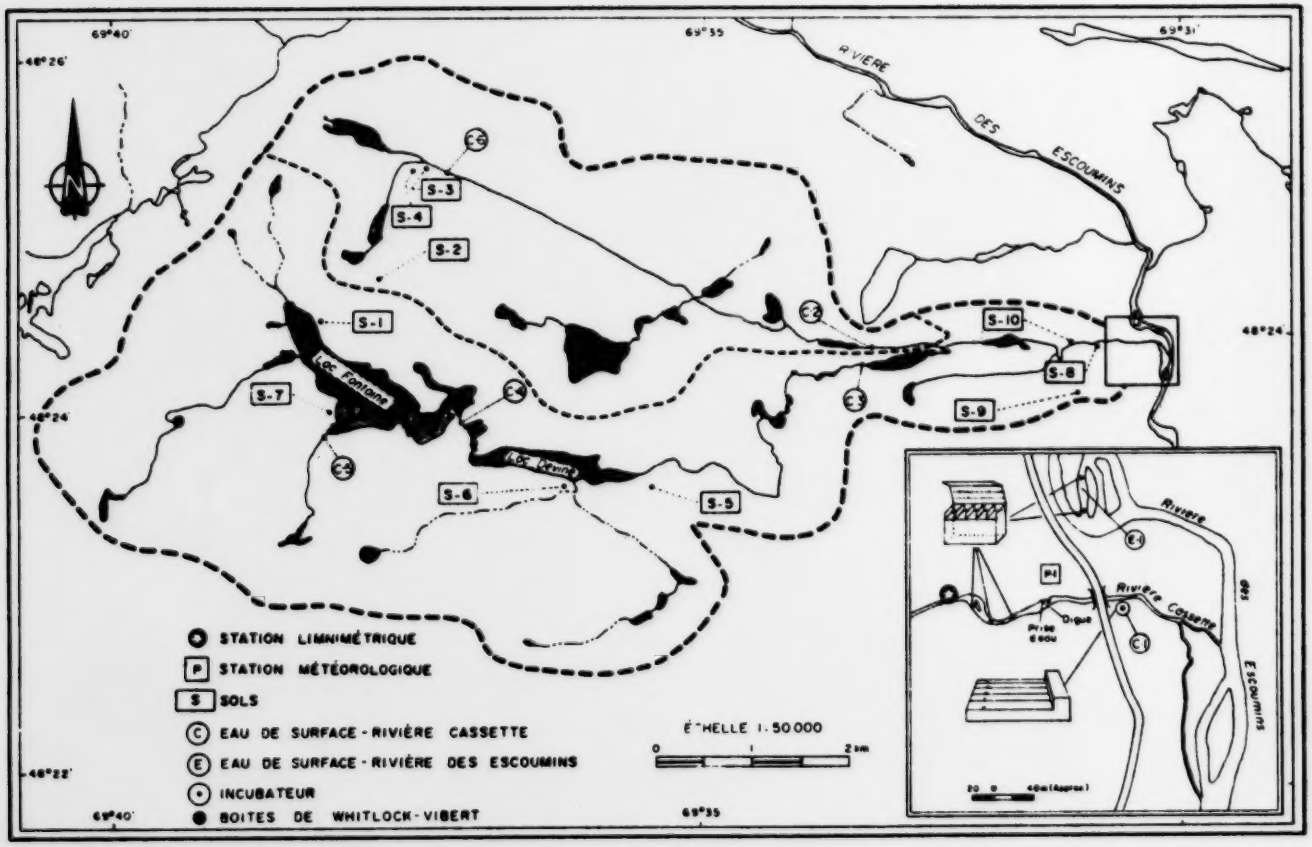


Figure 2. Sous-bassins hydrographiques de la rivière Cassette ainsi que zone d'observation et d'expérimentation située à la confluence des rivières Cassette et des Escoumins.

de l'environnement atmosphérique d'Environnement Canada, à Montréal. Une liste complète et une description détaillée de l'instrumentation météorologique utilisée pour mesurer la température de l'air ainsi que la quantité de précipitations incidentes et accumulées au sol est présentée dans un document antérieur (Brouard et Lachance, 1985).

PHYSICO-CHIMIE

Les analyses physico-chimiques effectuées témoignent de la qualité des précipitations recueillies aux stations P-1 et P-2, ainsi que de celles des eaux de surface des rivières Cassette et des Escoumins. L'ensemble des mesures de pH et de conductivité exécutées sur le terrain constituent la physico-chimie sommaire alors qu'une analyse complète réfère aux échantillons expédiés au laboratoire du ministère des Pêches et des Océans à Québec pour les précipitations, et à ceux de l'INRS-Eau, à Sainte-Foy, en ce qui concerne les eaux de surface.

Précipitations

Afin d'évaluer la qualité physico-chimique de la neige incidente et accumulée au sol, à la station météorologique de la rivière Cassette, les éléments suivants furent considérés:

- récolte hebdomadaire de la précipitation nivale à l'aide de contenants en polypropylène de 20 litres disposés au-dessus du sol (2 m), en milieu ouvert et sous couvert forestier;

- échantillonnage mensuel de la neige au sol, en milieu ouvert et sous couvert forestier, par prélèvements de carottes réalisés à l'aide d'un tube en matière plastique de 10 cm de diamètre par 2 m de longueur.

À la station météorologique des Escoumins, seules les précipitations incidentes étaient recueillies, de la façon suivante:

- prélèvement hebdomadaire à l'aide d'un échantillonneur Sangamo muni d'un couvercle mobile relié à un dispositif de contact électrique, sensible aux précipitations. À l'intérieur du réceptacle (superficie de 453,7 cm^2), un sac de polypropylène retenait les précipitations.

Toutes les analyses ont été réalisées dans les 24 heures suivant la récolte des échantillons (conservés à 4°C durant le transport), selon les méthodes analytiques adoptées par Pêches et Océans, lesquelles sont résumées à l'annexe 1.

Eaux de surface

Les eaux de la rivière Cassette (station C-1) ont fait l'objet de prélèvements physico-chimiques bi-mensuels à compter de novembre 1983 jusqu'à la mi-mars 1984. En avril, la fréquence a été augmentée à deux fois par semaine, pour ensuite reprendre à un rythme hebdomadaire à partir du mois de juin. Depuis le début jusqu'au premier changement de fréquence d'échantillonnage, une analyse physico-chimique sommaire était effectuée de façon hebdomadaire. Par la suite, le rythme a été accru en fonction de l'occurrence des prélèvements pour fins d'analyse physico-chimique complète.

Les eaux de surface de la rivière des Escoumins (station E-1) ont été échantillonnées sur une base mensuelle jusqu'au 28 mars 1984, puis de façon hebdomadaire jusqu'à la mi-avril, et enfin, deux fois par semaine jusqu'à la fin du mois de mai. Par la suite, un rythme hebdomadaire a été poursuivi jusqu'à la fin d'octobre 1984.

Par ailleurs, en ce qui concerne la rivière Cassette, un profil longitudinal a été réalisé en ajoutant à la station principale (C-1) cinq autres stations (C-2 à C-6) localisées en amont de la première (Figure 2) et qui furent l'objet de tournées saisonnières: 31 janvier, 16 avril, 22 juillet et 7 octobre 1984.

En vue du dosage des cations majeurs et des métaux traces, les bouteilles de polypropylène avaient été, au préalable et à plusieurs reprises, successivement rincées à l'acide nitrique purifiée (Ultrex) et à l'eau déionisée. Dès la réception des échantillons au laboratoire et après filtration (0,45 µm), on ajoutait, aux échantillons devant servir aux analyses de métaux, 5 ml d'acide nitrique purifié, afin de prolonger le délai d'analyse. En ce qui concerne les autres paramètres, leurs mesures physico-chimiques ont été réalisées sur des échantillons non filtrés dans les délais requis (< 24 heures) et selon les méthodes analytiques adoptées par l'INRS-Eau, lesquelles sont résumées à l'annexe 2. Pour la détermination de l'alcalinité, la fonction de Gran a été calculée à partir de mesures de pH et des volumes de titrant (HCl 0,01 N) ajoutés (Kramer, 1980).

Parallèlement au programme d'échantillonnage précédemment décrit, un certain nombre d'échantillons furent prélevés, à la demande de l'INRS-Eau, dans le but d'établir, dans le cadre d'une étude complémentaire (Campbell et coll., 1984), le comportement géochimique de l'aluminium dans les eaux de la rivière Cassette, au cours de la fonte printanière. Ces prélèvements ont été réalisés deux fois par semaine, du 1er avril au 27 mai 1984, à la station C-1, et en une seule occasion, en concomitance avec l'échantillonnage longitudinal printanier, aux stations C-2 à C-6 (16 avril), afin d'obtenir une image de la variation spatiale.

ÉVALUATION ÉCOTOXICOLOGIQUE

Étant donné les objectifs visés par la présente étude ainsi que les difficultés inhérentes à l'expérimentation en conditions naturelles nordiques (standardisation des conditions, problèmes d'échantillonnage, etc.), il nous est apparu essentiel, pour mieux analyser les composantes biotiques et abiotiques de mortalité, de partager les effectifs d'oeufs de saumons en trois grands groupes: l'un soumis aux conditions naturelles dans des boîtes d'incubation de Whitlock-Vibert, l'autre en conditions semi-naturelles, à l'intérieur d'auges d'incubation alimentées par l'eau de la rivière Cassette et, finalement, le troisième en laboratoire, pour tenter de préciser, sous des conditions plus contrôlées, la bio-accumulation de l'aluminium et du manganèse.

Dans cette section, après avoir décrit sommairement le déroulement de la frai artificielle, nous aborderons les questions relatives à l'incubation dans les milieux naturel, semi-naturel et artificiel pour terminer avec la description du protocole d'analyse des oeufs en laboratoire.

Déroulement de la frai artificielle

Deux saumons atlantiques provenant de la baie de Tadoussac ont fourni leurs oeufs pour la frai artificiellement provoquée par le personnel de la station de pisciculture de Tadoussac, le 1er novembre 1983. D'un poids moyen initial de 9 kg, ces femelles ont fourni 7 334 et 7 857 oeufs par litre. La laitance de géniteurs de même provenance a été utilisée pour la fécondation à sec. Près de 25 000 oeufs fécondés ont été destinés aux sites d'incubation sur les rivières Cassette et des Escoumins.

De plus, les oeufs fécondés de deux autres saumons (5 903 oeufs/litre) de même provenance furent gardés en réserve à la pisciculture Filion de Baie-St-Paul. Ces oeufs furent acheminés par la suite aux laboratoires de la firme Eco-Recherches (Canada) inc., à Pointe-Claire (Québec), aux fins d'étude de la bio-accumulation.

Incubation en milieu naturel et semi-naturel

Deux heures après la fécondation, les oeufs acheminés aux abords des sites d'incubation des rivières Cassette et des Escoumins étaient désinfectés par baignéation de dix minutes dans une solution de polyvinylpyrollidone-iode tamponnée à pH 7 (Bridine titre 1,0% d'iode actif) (Frantsi et Withey, 1972). Par la suite, les oeufs furent distribués comme suit: 4 500 pour l'implantation dans les boîtes de Whitlock-Vibert (rivières Cassette et des Escoumins) et 20 000 dans des auges alimentées en dérivation par les eaux de la rivière Cassette. Afin d'éviter l'éventualité d'une mortalité différentielle due à des oeufs moins viables, issus d'une des deux femelles, tous les oeufs furent mélangés avant leur distribution dans les incubateurs (boîtes de Whitlock-Vibert ou auges).

Boîte de Whitlock-Vibert: Les boîtes d'incubation et d'alevinage de type Whitlock-Vibert noires ont été retenues pour l'incubation in situ (Annexe 3). La chambre d'incubation, où nous avons logé 150 oeufs, a été modifiée afin de recevoir un ensemble de dix séparateurs en acrylique. En plus de fournir des estimés de mortalité, ces cases devaient également permettre de limiter, le cas échéant, les mortalités d'origine biotique attribuables aux épidémies de saprolégniales (Leclerc et coll., 1984). Par ailleurs, la partie inférieure de la boîte de Whitlock-Vibert a servi de chambre d'alevinage.

Ces boîtes d'incubation furent prélevées simultanément dans les rivières Cassette et des Escoumins, mensuellement jusqu'au 8 avril et, par la suite, deux fois par semaine jusqu'au début-mai. Outre la détermination des taux de mortalité, nous procédions également, lors de la levée des boîtes, à des prélèvements d'oeufs pour des fins d'analyse de bio-accumulation du manganèse et de l'aluminium. Les procédures d'analyse de ces oeufs sont décrites à la section "Analyse des oeufs ou alevins".

Auges d'incubation: Un dispositif d'incubation, comprenant cinq auges ainsi qu'un bassin d'alimentation et de sédimentation (Annexe 4), a été conçu de façon à utiliser l'eau de la rivière Cassette tout en demeurant à l'abri du gel, ce qui simulait ainsi en partie les conditions naturelles, tout en favorisant les décomptes, les prélèvements et les traitements prophylactiques apportés aux oeufs.

Une semaine avant la réception des oeufs, tout le système d'incubation a été désinfecté par l'ajout de 5,5 ml d'hypochlorite de sodium par litre d'eau préalablement acidifée (H_2SO_4) à pH 6,0, de façon à augmenter le pouvoir bactéricide de l'acide hypochloreux. Par la suite, cet acide a été éliminé par l'ajout de 1,5 g de thiosulfate de sodium par litre d'eau (Turgeon, 1982).

Dès leur réception, les oeufs furent incubés sur des claies divisées en quatre quadrats contenant chacun 250 oeufs. Au cours de la période d'éclosion, un filet de rétention était ajouté sous chaque claie, afin d'isoler les groupes d'alevins. Les principales caractéristiques de ce dispositif d'incubation et d'alevinage sont présentées à l'annexe 4.

L'alimentation en eau du dispositif (Annexe 5) était assurée par deux prises distinctes sises en amont d'un seuil en enrochement érigé sur la rivière Cassette. Une dénivellation de 15 cm entre les prises d'eau et l'entrée du bassin d'alimentation assurait l'écoulement de l'eau par gravité (pente 0,1%). Le débit mesuré pour chacune des auges se situait entre 2,0 et 2,5 l/s, pour une vitesse d'écoulement en surface de l'ordre de 2,5 cm/s, ce qui représente un temps de renouvellement de l'eau approximatif de 25 à 30 minutes.

Afin d'établir le temps zéro pour les décomptes de mortalité, et ainsi exclure le biais lié aux manipulations initiales, nous avons amorcé les décomptes et prélèvements à partir du 4 novembre 1983, ceci en concomitance avec les premières analyses physico-chimiques des eaux de surface.

L'utilisation des cinq auges d'incubation a permis le cloisonnement de groupes d'oeufs et d'alevins pour des fins d'évaluation de la mortalité et de la bio-accumulation de l'aluminium et du manganèse. Le tableau 1 présente les principales caractéristiques des groupes témoins et expérimentaux.

Incubation en laboratoire

Au moment de la réalisation de chaque phase expérimentale de bio-accumulation, les oeufs furent acheminés de Tadoussac (phase 1) ou de Baie-St-Paul (phases 2 et 3). Le tableau suivant présente les renseignements recueillis lors de la réception des oeufs (délai d'expédition < 12 heures), pour chacune des phases de l'étude (Brouard et coll., 1985).

PHASE EXP.	I	II	III
Date de récept.	83-11-02	84-04-06	84-05-07
Stade de développ. (jours)	Post-fertilisation (< 1)	Embryonnés (158)	Embry. en voie d'éclos. (182)
Diam. (mm)	58 ± 1 (N = 70)	52 ± 1 (N = 51)	57 ± 1 (N = 51)
Poids (mg)	118 ± 8 (N = 70	92 ± 8 (N = 50)	108 ± 13 (N = 51)
Nb app.	7 000	8 000	8 000

Montage expérimental et traitements prophylactiques: L'incubateur utilisé lors des expériences de bio-accumulation en laboratoire était constitué de huit auges en acrylique comprenant chacune deux claies d'incubation d'une capacité individuelle de 500 oeufs (Annexe 6). Le système d'incubation (auges, bassins de rétention et système de circulation) contenait 70 litres d'eau de traitement renouvelée quotidiennement à 50%. L'incubation a été effectuée en quasi-obscurité dans une chambre froide maintenue à une température constante (± 0,5°C). De plus, l'oxygène dissous était maintenu à environ 13 mg/L par diffusion et barbotage de l'eau (Brouard et coll., 1985).

Dès leur réception, les oeufs ont été désinfectés par balnéation, selon la procédure décrite à la section "Incubation en milieu naturel et semi-naturel", puis déposés sur le substrat (claies pour les phases I et II et gravier pour la phase III) dans des auges

Tableau 1. Principales caractéristiques des groupes d'oeufs incubés en milieu semi-naturel (auges d'incubation, rivière Cassette).

AUGE NO	IDENTIFICATION	PARTICULARITÉS
1	Groupe-témoin (mortalité)	• Oeufs non traités contre les épidémies saprolégniales • Oeufs morts non prélevés • Détermination hebdomadaire des mortalités cumulatives
2 et 3	Groupe expérimental (bio-accumulation)	• Oeufs gardés en réserve pour bio-accumulation de Al et Mn • Oeufs traités contre les épidémies saprolégniales (traitement préventif hebdomadaire au vert de malachite: 2 mg/L, 30 minutes) • Prélèvements deux fois par mois jusqu'au 20 mars 1984 et, ensuite, bi-hebdomadaires jusqu'au 30 mai (incluant les alevins)
4	Groupe expérimental (mortalité)	• Oeufs traités contre les épidémies saprolégniales (traitement préventif hebdomadaire au vert de malachite: 2 mg/L, 30 minutes) • Oeufs morts non prélevés • Détermination hebdomadaire des mortalités cumulatives
5	Groupe expérimental (mortalité)	• Oeufs traités contre les épidémies saprolégniales (traitement préventif hebdomadaire au vert de malachite: 2 mg/L, 30 minutes) • Oeufs morts prélevés • Détermination hebdomadaire des mortalités cumulatives

préalablement stérilisées et neutralisées selon le procédé précédemment décrit (section "Auges d'incubation"). Une période d'acclimatation pré-expérimentale d'au moins quatre jours était accordée avant le début d'injection des métaux, pour favoriser l'adaptation physiologique des oeufs à l'eau synthétique. Par ailleurs, c'est au cours de la période d'acclimatation précédant la troisième et dernière phase expérimentale que l'éclosion s'est produite en laboratoire.

Protocole expérimental: Afin d'étudier l'action de l'aluminium et du manganèse, les oeufs ou alevins ont été soumis à un traitement de 15 jours, en conditions physico-chimiques contrôlées, soit:

- Groupe-témoin "absolu": Eau inorganique (pH 6,7) très douce;
- Groupe-témoin "acide": Eau inorganique (pH 5,5) très douce;
- Groupe expérimental I: Eau inorganique (pH 5,5) très douce avec 100 et 300 µg/L Al ou Mn;
- Groupe expérimental II: Eau organique (pH 5,5) très douce avec 300 µg/L Al ou Mn.

Un suivi quotidien des conditions physico-chimiques (température, pH, conductivité, O_2 dissous, alcalinité, dureté et carbone organique total) a été réalisé pour chacune des auges, au cours des périodes d'acclimatation et durant les traitements. Aux jours 1, 3, 5, 9 et 15, on a procédé à des prélèvements d'eau ainsi que d'oeufs ou d'alevins, dans toutes les auges, en vue d'y déterminer les teneurs en Al et Mn.

Afin de rapprocher le plus possible les conditions de laboratoire des conditions d'incubation prévalant sur la rivière Cassette, nous avons préparé une eau synthétique répondant aux principales caractéristiques des rivières à saumon de la Haute Côte-Nord du fleuve Saint-Laurent, soit un pH moyen de 6,7 et une alcalinité s'échelonnant de 1,5 à 8,4 mg/L (Brouard et coll., 1982). Pour le groupe-témoin acide ainsi que pour les groupes expérimentaux I et II, le pH a été fixé à 5,5, car ce dernier représentait une valeur minimale anticipée pour la rivière Cassette, à partir d'une étude réalisée antérieurement, sur de petits bassins hydrographiques sis au secteur amont de la rivière des Escoumins (Brouard et coll., 1983). À cette fin, le protocole établi par l'EPA (Peltier, 1978) a été retenu pour la préparation d'une eau synthétique très douce (pH: 6,4-6,8; alcalinité: 10-13 mg $CaCO_3$/L). Pour cela, à une eau déionisée, les sels suivants étaient ajoutés:

Sels	Concentration
$NaHCO_3$	12,0 mg/L
$CaSO_4 \cdot 2H_2O$	7,5 mg/L
$MgSO_4$	7,5 mg/L
KCl	0,5 mg/L

La matière humique, extraite selon une procédure utilisée par Van Coillie et coll. (1983), a été utilisée comme agent complexant des métaux pour la première étape de l'expérience (Brouard et coll., 1985). Lors des deuxième et troisième phases expérimentales, elle a été remplacée, étant donné un problème d'approvisionnement, par du Na_2-EDTA selon des proportions semblables, soit 10 mg/L de matière humique équivalant, en pouvoir complexant de métal, à 4,8 mg/L de Na_2-EDTA

(P. Campbell, comm. pers.). Les deux solutions-mères d'aluminium et de manganèse de 1 g/L ont été préparées à partir de poudres métalliques (Fisher Scientific Co.) dissoutes dans de l'acide chlorydrique (HCl, 3M). Avant l'injection quotidienne des métaux dans les bassins de maturation, des solutions intermédiaires d'aluminium étaient préparées et leurs pH ajustés à 5,5 (HCl, 6N), de façon à ne pas modifier le pH des auges. Par la suite, la quantité requise de métal, pour chaque concentration de traitement, était alors introduite dans les bassins de maturation que l'on agitait environ 18 heures afin de favoriser l'équilibre chimique de chaque solution. Les trois bassins de préparations d'eau inorganique (à pH 5,5 et 6,7), ainsi qu'organique (à pH 5,5) ont été gardés à 4°C, alors que les divers bassins de maturation étaient conservés à la même température que les auges d'incubation (± 5,0°C). Le protocole relatif aux conditions physico-chimiques de traitement est résumé à la figure 3.

Analyse des oeufs ou alevins

L'analyse de l'aluminium et du manganèse dans les oeufs ou alevins de saumons a été confiée au laboratoire de l'INRS-Eau pour les organismes prélevés *in situ*, et à Eco-Recherches (Canada) inc. en ce qui concerne les organismes ayant servi à l'étude de bio-accumulation en laboratoire.

Dans les deux cas, les échantillons ont subi une digestion à l'acide nitrique et à l'acide hypochlorique selon la procédure décrite par Agemian et coll. (1980). Par la suite, les teneurs en aluminium et manganèse furent déterminées par spectroscopie à absorption atomique. Le type d'instrumentation utilisé de même que les limites de détection obtenues sont indiqués à l'annexe 7.

CADRE BIO-PHYSIQUE

Pour rendre compte des principaux facteurs qui régissent l'équilibre du milieu, nous discuterons, dans le présent chapitre, des aspects géologiques et géomorphologiques pour terminer par une caractérisation de la végétation et de la physiographie du bassin de la rivière Cassette. Une description biophysique détaillée du territoire en cause est présentée dans un rapport antérieur (Brouard et coll., 1984).

GÉOLOGIE ET GÉOMORPHOLOGIE

Le relief du territoire à l'étude témoigne d'une tectonique cassante, caractéristique des milieux cristallins affectés par l'action des agents d'érosion, au cours des époques géologiques. Selon Franconi et coll. (1975), la lithologie du bassin de la rivière Cassette est composée en majorité (58,6%) de gneiss gris migmatisés à des degrés variables. Viennent ensuite, en seconde importance, les roches du complexe gneissique regroupant des gneiss gris à quartz et plagioclase, et des gneiss riches en hornblende et/ou biotite et amphibolite (Figure 4). Le sous-bassin nord possède une lithologie homogène appartenant au groupe des migmatites, alors que le tronçon principal de la rivière Cassette (sous-bassin sud) regroupe l'ensemble des types de roches identifiées précédemment.

La composition chimique des gneiss gris, occupant la majeure partie du territoire, montre une nette dominance des silicates (environ 60%), suivie des oxydes d'aluminium (environ 15%), puis des oxydes de fer, de magnésium, de calcium, de sodium et de potassium. D'autre part, des analyses de sédiments de ruisseaux provenant de l'embouchure de la rivière Cassette révèlent de fortes concentrations de manganèse (334 mg/L) et la présence

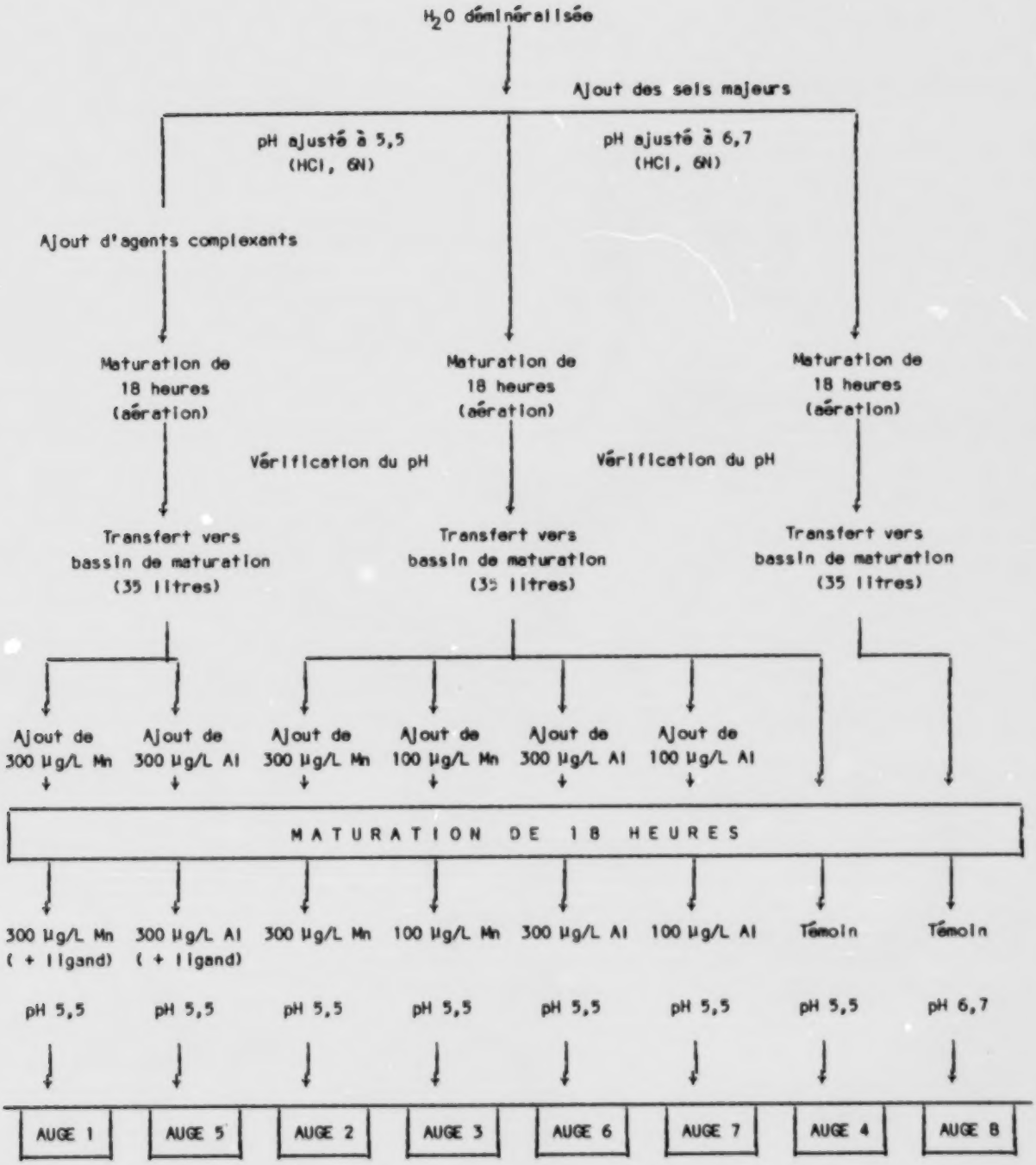


Figure 3. Protocole relatif aux conditions physico-chimiques de traitements des oeufs et des alevins de saumons.

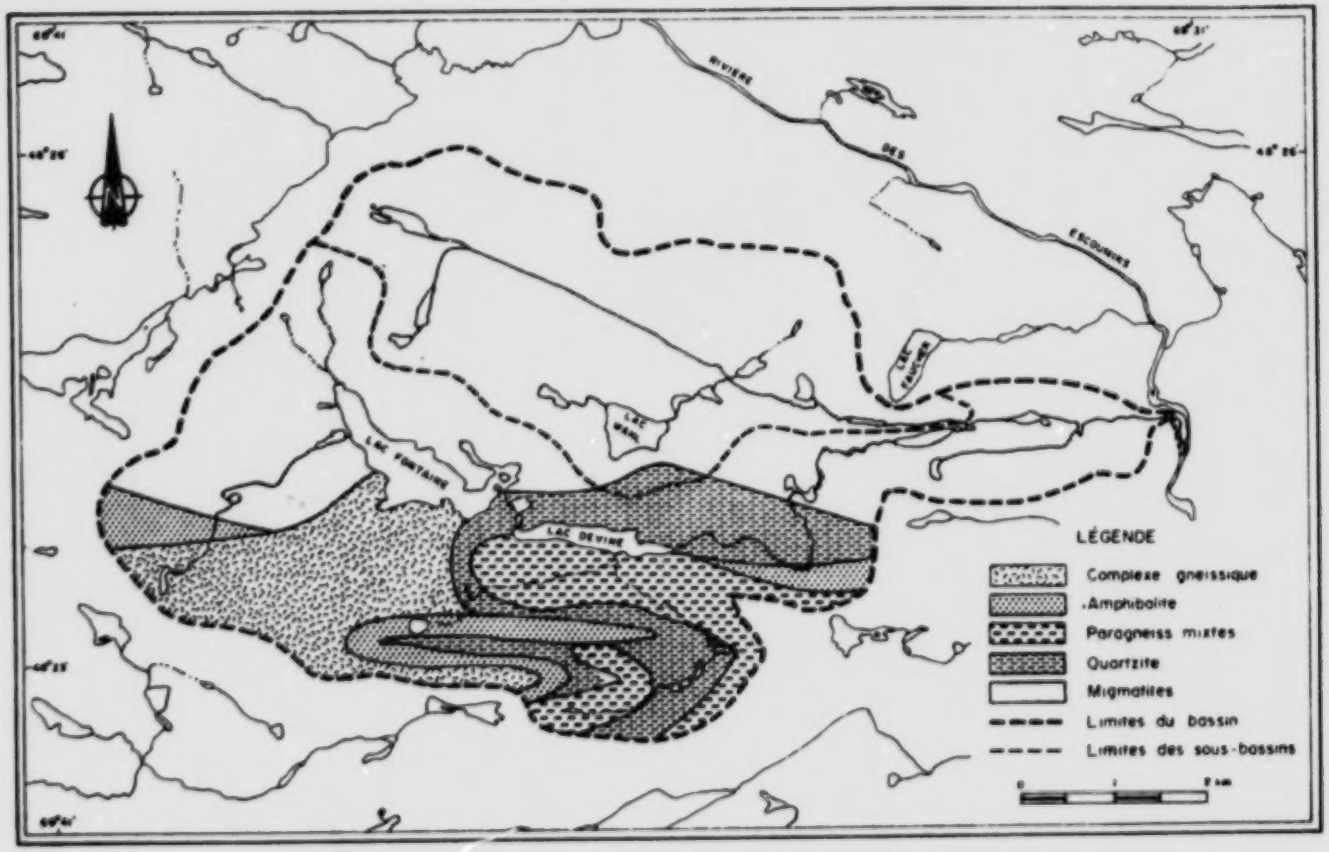


Figure 4. Formations géologiques caractérisant le bassin versant de la rivière Cassette. (Source: Franconi et coll., 1975).

d'autres métaux (Cu, Zn, Pb, Co, Ni, Ag) dans des concentrations beaucoup moindres (Franconi et coll., 1975).

La photo-interprétation du bassin de la rivière Cassette a permis d'inventorier une variété de sédiments de surface en fonction de leur origine. L'annexe 8 fait état de la représentativité de ces unités morphosédimentologiques.

Selon l'échelle de vulnérabilité écologique aux précipitations acides, développée par Cowell et coll. (1981), on obtient une sensibilité élevée lorsque les sols minces dominent. Pour le bassin de la rivière Cassette, des proportions de 30,8%, 31,5% et 37,4% furent établies respectivement pour les sols épais (> 1 m), minces (< 1 m) et pour les terrains nus.

CONDITIONS ÉDAPHIQUES

Le bassin de la rivière Cassette est situé à une latitude où les conditions climatiques, la nature du régolithe, le relief et la composition végétale, entre autres, favorisent le processus de podzolisation (humo-ferriques et ferro-humiques) que l'on retrouve plus particulièrement aux stations S-1, S-2, S-6, S-7, S-8 et S-10 (Figure 2). Les autres sols identifiés appartiennent aux ordres suivants: brunisolique (station S-9), organique (stations S-3 et S-4) et régosolique (station S-5).

Propriétés des sols

Le tableau 2 présente les résultats d'analyses effectuées sur le bassin expérimental. La décomposition lente de la litière favorise, en surface, l'accumulation d'un humus forestier (horizon LFH) où sont libérés des acides organiques de même que des bases (Ca, K, Mg). La présence de ces acides, combinés au lessivage des bases, contribue à créer, dans cette couche organique de surface, des conditions très acides (pH moyen: 3,0). Les eaux de lessivage provenant du LFH appauvrissent l'horizon minéral Ae en entraînant les éléments présents dans les couches sous-jacentes. En raison du pH acide de l'horizon Ae (pH moyen = 3,38), les éléments comme le fer et l'aluminium sont lessivés (leur solubilité s'accroît avec une baisse de pH). C'est dans l'horizon B que s'accumulent les éléments lessivés des horizons supérieurs. La teneur en carbone organique, fer et aluminium y est appréciable. C'est au niveau de cet horizon que des complexes organo-métalliques (impliquant le fer et l'aluminium) s'accumulent. Dans l'horizon C, la teneur en carbone organique est généralement plus faible que dans le B, alors que les propriétés chimiques reflètent majoritairement celles du régolithe.

Lorsque l'eau de précipitation s'infiltre dans le sol, il s'ensuit un ensemble de réactions de sorption et de désorption ionique, lesquelles sont dépendantes de la qualité de l'eau de précipitation et des propriétés chimiques des horizons des sols traversés. On comprendra qu'il s'agit alors d'un processus fort dynamique qui modifie la composition de l'eau de précipitation et, ultimement, celle des eaux de surface.

Il existe une relation étroite entre le pH d'un horizon et sa capacité d'échange cationique. Dans les sols acides, comme ceux du bassin de la rivière Cassette, l'hydrogène et l'aluminium occupent majoritairement les sites d'échanges. Il en résulte une capacité d'échange cationique (C.E.C.) et un taux de saturation en bases (S.B.) relativement faibles (Tableau 2). Le diagramme suivant illustre cette variation de la C.E.C. avec le pH:

Tableau 2. Composition chimique moyenne de quatre podzols humo-ferriques prélevés aux stations 2, 7, 8 et 10, sur le bassin versant de la rivière Cassette (1983).

HORIZON		pH $CaCl_2$	C %	Fe[1] %	Al[1] %	Fe + Al %	Cations échangeables[2] Al	Ca	Mg	K	Acidité totale (H et Al)	C.E.C.[3] A	B	SB[4] % A	B	N total %
							méq/100 g									
LFH	$\bar{X}$	3,00	-	-	-	-	1,6	20,70	3,68	1,77	127,00	27,20	116,14	96,00	17,23	1,36
	S	0,24	-	-	-	-	0,35	2,90	0,58	0,39	2,58	2,85	66,78	1,41	1,47	0,15
	N	4	-	-	-	-	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Ae	$\bar{X}$	3,38	-	-	-	-	1,59	0,47	0,04	0,09	18,00	2,19	18,82	29,50	5,42	0,06
	S	0,17	-	-	-	-	0,83	0,14	0,02	0,03	6,22	0,86	5,94	8,96	4,69	0,01
	N	4	-	-	-	-	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Bf	$\bar{X}$	4,45	2,05	0,25	0,50	0,75	0,92	0,42	0,04	0,06	39,25	1,43	39,98	45,75	1,73	0,11
	S	0,47	0,45	0,23	0,13	0,35	0,80	0,14	0,01	0,02	4,65	0,69	4,81	29,70	0,88	0,06
	N	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
C	$\bar{X}$	4,40	-	-	-	-	0,79	0,30	0,08	0,04	27,33	1,20	27,93	43,33	2,13	0,04
	S	0,40	-	-	-	-	0,72	0,12	0,09	0,02	5,51	0,78	5,92	29,19	0,99	0,01
	N	3	-	-	-	-	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

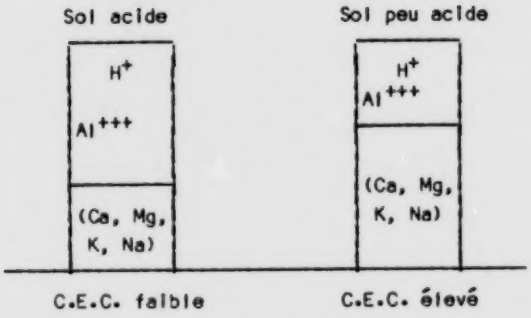
1 : Fe et Al libres, extraits au pyrophosphate de Na 0,1 M.

2 : Cations échangeables par la méthode au NH_4Cl 1N non tamponné.

3 : C.E.C. valeurs colonne A: Σ cations échangeables (Ca, Mg, K, Al)
C.E.C. valeurs colonne B: Σ cations échangeables (Ca, Mg, K) + acidité totale.

4 : Taux de saturation en bases colonne A: $\frac{\Sigma \text{ (Ca, Mg, K)}}{\text{C.E.C. (colonne A)}} \times 100$

Taux de saturation en bases colonne B: $\frac{\Sigma \text{ (Ca, Mg, K)}}{\text{C.E.C. (colonne B)}} \times 100$



Les résultats du tableau 2 confirment la forte proportion des sites d'échanges occupés par H^+ et Al. Dans la méthode A du calcul de la C.E.C., seul l'aluminium est considéré, alors que dans la méthode B, l'hydrogène est inclus dans le calcul, ce qui se traduit par des valeurs nettement plus élevées, étant donné qu'il s'agit de sols acides. Peu importe la méthode analytique utilisée, il semble que les mêmes tendances sont exprimées, à savoir une capacité d'échange faible au niveau des horizons minéraux.

L'hydrogène adsorbé contribue alors à acidifier la solution du sol en modifiant directement sa concentration en H^+, alors que l'aluminium le fait indirectement par hydrolyse, selon le processus suivant (Brady, 1974):

	Cortège ionique		Solution du sol
Surface d'adsorption	H^+ Al^{+++} H^+ H^+ Al^{+++}	H^+ $Al^{+++} + H_2O$ $Al(OH)^{++} + H_2O$	H^+ $\rightleftharpoons Al(OH)^{++} + H^+$ $Al(OH)_2 + H^+$

Propriétés des solutions des sols

Aux analyses des sols s'ajoutent généralement des analyses des solutions des sols, car les formes d'éléments adsorbés diffèrent parfois des formes présentes dans la solution du sol. Dans la présente section, nous examinerons le cheminement des principaux anions et cations, à travers le sol, de façon à mieux évaluer leur contribution respective à la qualité physico-chimique des eaux de surface.

Dans les sols acides, les cations échangeables sont généralement lessivés en raison de la saturation progressive des sites d'échange par H^+ et Al^{+3} et par la présence d'anions mobiles dans la solution du sol. Ce lessivage progressif fait qu'au total, les exportations sont supérieures aux apports, comme en témoignent les travaux de Singh (1980).

En raison de la balance ionique, la concentration des anions dans le sol revêt une importance considérable, car aucun cation ne peut être lessivé sans qu'une quantité équivalente d'anions soit exportée. En conséquence, le processus de lessivage est en étroite relation avec l'apport exogène ou la production interne d'anions (Johnson et Cole, 1980).

Johnson et coll. (1972) rapportent qu'au bassin expérimental de Hubbard Brook (New Hampshire), soumis à des apports acides élevés, les sulfates représentent, en méq/L, 80% du contenu total des sols en anions. En proportion, les nitrates et les chlorures sont très peu représentés. Dans de telles conditions, les sulfates jouent un rôle prépondérant dans le lessivage des cations. Cronan et coll. (1977) mentionnent à cet égard que dans les sols où la capacité d'adsorption des sulfates est faible, le taux de lessivage des cations, incluant H^+ et Al^{+3}, sera accéléré. A l'opposé, l'adsorption élevée de SO_4^{-2} sur le cortège ionique peut réduire le lessivage des cations.

Singh (1980) rapporte que l'adsorption des sulfates est corrélée significativement avec la quantité de fer et d'aluminium extractibles (Al: r = 0,73; Fe: r = 0,63) et que dans les podzols qu'il a étudiés, cette adsorption était principalement localisée au niveau de l'horizon B podzolique.

En raison de sa présence élevée dans les sols et de son haut degré d'activité chimique, l'aluminium joue un rôle prépondérant dans le contrôle de l'acidité de la solution du sol (Voigt, 1980). Comme cet élément peut s'avérer toxique en milieu aquatique, il importe de connaître dans quelle mesure et sous quelle forme l'aluminium est lessivé et se retrouve dans les plans d'eau.

Les résultats les plus récents et les plus comparables à la situation qui prévaut sur le bassin à l'étude nous sont fournis par Hendershot et coll. (1984). Ces auteurs ont étudié les propriétés chimiques des eaux de trois bassins versants du sud du Québec, où l'ordre podzolique domine, et ont démontré qu'au cours de phénomènes hydrologiques intenses, le pH de la solution du sol s'abaisse, alors que le taux d'aluminium dissous augmente. De plus, au cours de tels événements, le contenu d'aluminium dans les eaux de surface était en relation avec celui de la solution du sol.

Ces auteurs ont montré l'existence de fortes concentrations d'aluminium dans les horizons supérieurs du sol, alors que dans les horizons inférieurs (B et autres), ce métal est retenu plus fortement. Vraisemblablement, les propriétés chimiques des horizons supérieurs des sols, situés à proximité des cours d'eau, gouverneraient les mouvements d'aluminium vers les eaux de surface.

Quant à la spéciation de l'aluminium lessivé, elle demeure très complexe. Dans leur étude, Hendershot et coll. (1984) ont caractérisé trois classes d'Al réactif:

- Al libre (Al^{+3}) et sous formes d'hydroxo-complexes monomères;
- Al sous forme de complexes simples (Al-F et complexes organo-métalliques simples);
- Al sous forme amorphe et polymérisée.

À l'instar du fer et de l'aluminium, le zinc et le manganèse forment des complexes organo-métalliques et participent aux échanges cationiques entre les particules du sol et sa solution. Comme en fait foi le tableau 3, les quantités présentes sont faibles dans les horizons minéraux des sols à l'étude.

Les conditions acides agissent sur ces éléments en les rendant plus solubles, devenant ainsi plus sujets au lessivage. Comme le zinc et le manganèse sont des oligo-éléments, la saison de croissance de la végétation joue un rôle déterminant sur les quantités lessivées.

VÉGÉTATION

L'annexe 9 résume la composition végétale du territoire à l'étude en précisant les superficies occupées par type de couvert. La pessière à épinette noire est le peuplement conifèrien le plus répandu. Il occupe 32% du bassin à l'étude et se rencontre surtout dans le sous-bassin sud, plus particulièrement au sud des lacs Fontaine et Devine. Après les pessières, les groupements mixtes sont les mieux représentés dans l'ensemble, avec une superficie de 24%. En proportion, les forêts ouvertes occupent une superficie comparable à celle des sapinières et des peuplements de feuillus (~ 12%). C'est dans le sous-bassin nord qu'on retrouve ce type de forêt en plus grande abondance. Dans ce secteur, elle colonise les sites où les affleurements rocheux sont fréquents.

Tableau 3. Teneur en manganèse (Mn) et zinc (Zn) de quelques sols du bassin Cassette.

STATION	HORIZON	Mn TOTAL	Zn TOTAL
		mg/L	
2	PODZOL HUMO-FERRIQUE		
	LFH	715,0	7,6
	Ae	6,2	13,2
	Bhf	10,0	3,2
	Bf	4,1	3,1
	BC	2,0	7,4
3	FOLISOL		
	LFH	5,0	98,0
4	FOLISOL		
	LFH	210,0	73,2
	Minéral	23,0	13,4
7	PODZOL HUMO-FERRIQUE		
	LFH	390,0	81,2
	Ae	1,0	38,0
	Bf	4,0	3,2
	BC	2,0	10,4
	C	6,0	1,6
8	PODZOL HUMO-FERRIQUE		
	LFH	23,0	81,2
	Ae	12,0	3,0
	Bf	4,5	3,0
	C	5,6	1,6
10	PODZOL HUMO-FERRIQUE		
	LFH	130,0	5,9
	Ae	3,0	5,6
	Bf	4,0	7,8
	BC	1,0	3,0
	C	1,0	2,8

En résumé, la composition végétale de la rivière Cassette est à caractère boréal et reflète localement le passage d'un ancien feu et, dans une proportion moindre, de la coupe forestière.

PHYSIOGRAPHIE ET HYDROGRAPHIE

L'écoulement annuel à une section quelconque d'un bassin hydrographique dépend de plusieurs facteurs, telles les conditions climatiques du territoire. Ainsi, les deux sous-bassins à l'étude peuvent avoir des régimes d'écoulement très différents bien qu'ils soient soumis aux mêmes quantités de précipitations, puisque la pente du terrain ou des cours d'eau aura un effet important sur le temps de réponse au ruissellement, affectant ainsi le régime des crues aussi bien que celui des étiages.

Nous présentons, au tableau 4, quelques caractéristiques physiographiques et hydrographiques se rapportant aux deux sous-bassins de drainage de la rivière Cassette. En ce qui concerne la topographie du bassin représentée par les pentes modales, Brouard et coll. (1984) précisent que plus de 35% des pentes de l'ensemble du bassin sont supérieures à 15%. Dans le sous-bassin nord, la représentativité des pentes fortes (15% et plus) est de l'ordre de 50%, alors qu'elle est inférieure à 30% dans le sous-bassin sud.

HYDROMÉTÉOROLOGIE

Dans le présent chapitre, nous examinerons sommairement les conditions météorologiques et hydrologiques qui ont régi le comportement des eaux de surface à l'étude au cours de l'année hydrologique 1983-1984. Une description hydrométéorologique plus détaillée est présentée dans un ouvrage antérieur (Brouard et Lachance, 1985).

Les précipitations totales déversées sur la zone d'étude, du 1er novembre 1983 au 31 octobre 1984, furent de 108 cm d'eau, alors qu'à une station localisée à moins de 40 km au sud-ouest de la zone expérimentale (Grandes-Bergeronnes), elles se situèrent pour la même période, à 89 cm.

À l'examen de l'ensemble des conditions météorologiques, on peut mettre en évidence un épisode de fonte prématurée de très faible ampleur, qui n'a pas modifié de façon tangible les débits des rivières Cassette et des Escoumins, mais qui a cependant pu affecter, dans une certaine mesure, les caractéristiques du manteau nival, particulièrement lors d'épisodes pluvieux comme ceux qui se sont produits à la mi-février (Figure 5).

On peut établir que la période de fonte printanière a débuté approximativement le 20 mars. En effet, c'est à compter de cette date que la température maximale de l'air s'est maintenue quotidiennement au-dessus du point de congélation (Figure 5). En outre, des précipitations sous forme de pluie, de 20 mm entre le 20 et le 23 mars, et de 44 mm le 5 avril, se sont ajoutées aux eaux de fonte, pour provoquer le début de la crue printanière en date du 5 avril 1984, et ceci aussi bien pour la rivière des Escoumins que pour la rivière Cassette (Figure 6).

À la suite d'un premier pic de fonte, le 2 mai, on a assisté, au cours des trois jours qui ont suivi, à une diminution de débit (causée par un refroidissement de l'air) de 19 et 18% respectivement pour les rivières Cassette et des Escoumins. Ultérieurement, le débit a continué à augmenter sur la rivière Cassette, pour atteindre un maximum bien défini sur l'hydrogramme, le 10 mai, au moment où il n'y avait plus de neige au sol à la station météorologique P-1 (Figure 5). Quant au pic de crue de la rivière des Escoumins, il s'est étalé sur une plus longue période, soit du 10 mai au 15 mai 1984.

Tableau 4. Physiographie et hydrographie sommaire des bassins versants à l'étude.

RIVIÈRE CASSETTE	SUPERFICIE TOTALE (km^2)	SUPERFICIE DES LACS (km^2)	LONGUEUR (km)	ALTITUDE MINIMALE (m)	ALTITUDE MAXIMALE (m)	PENTE MOYENNE DES VERSANTS[1] (%)	PENTE GLOBALE[2] (%)	PENTE "85-10"[3] (%)	DÉBIT SPÉCIFIQUE MOYEN ANNUEL[4] (m^3/s)	% DU BASSIN EN AMONT DES STATIONS D'ÉCHANTILLONNAGE
Sous-bassin Nord	12,5	0,59	7,3	150	316	18,8	0,57	0,67	0,27	C2: 94,4 C6: 29,8
Sous-bassin Sud	27,7	1,71	12,7	94	328	13,1	0,93	1,05	0,60	C3: 84,3 C4: 44,5 C5: 5,8
Totalité du bassin hydrographique	40,2	2,30	----	94	328	16,0	----	----	0,88	C1: 93,8

1 : Calculée selon la méthode proposée par Linsley et coll. (1949).
2 : Pente globale du cours d'eau principal calculée à partir de la dénivelée totale entre la source et l'embouchure.
3 : Indice de pente de Benson (1962).
4 : Évaluée à partir d'une valeur du débit spécifique moyen annuel de 22 litres/s/km^2. (Source: J. Désiel, MENVIQ, comm. pers.).

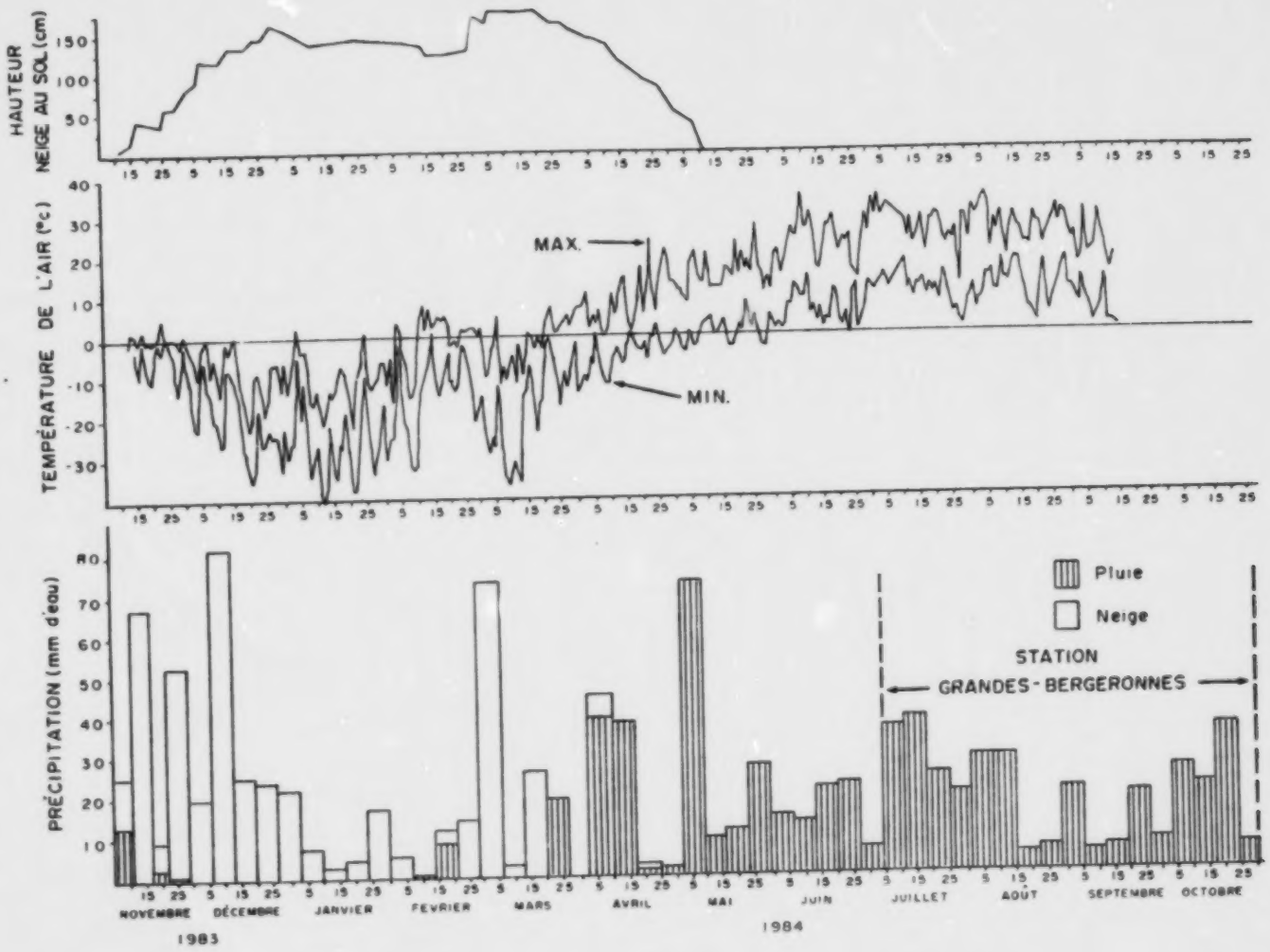


Figure 5. Données météorologiques provenant de la station de la rivière Cassette (mesures journalières pour la neige au sol et la température, hebdomadaires pour les précipitations).

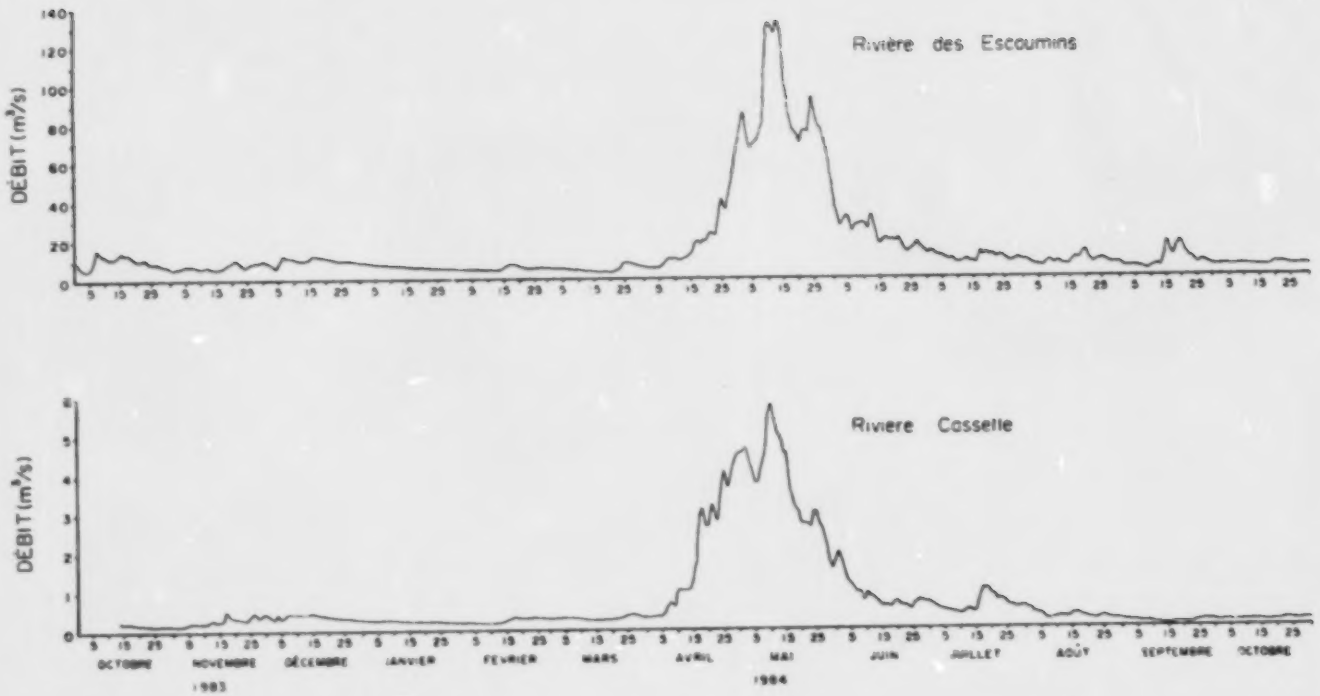


Figure 6. Débits journaliers des rivières Cassette et des Escoumins pour l'année hydrologique 1983-1984.

Suite à l'appréciation de l'ensemble de ces conditions météorologiques et hydrologiques, nous sommes en mesure d'établir, pour les fins de l'étude, les différentes périodes saisonnières de la façon suivante:

Hiver: 1er novembre 1983 au 5 avril 1984;
Printemps: 6 avril au 30 mai 1984;
Été: 31 mai au 29 août 1984;
Automne: 30 août au 31 octobre 1984.

QUALITÉ PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DE SURFACE

Les résultats relatifs à la qualité physico-chimique des eaux de surface sont présentés et interprétés en trois phases. Dans un premier temps, nous faisons ressortir, pour l'ensemble de la période à l'étude, les caractéristiques générales des eaux des rivières Cassette et des Escoumins. Dans un deuxième temps, nous procéderons à l'étude de l'évolution temporelle de la qualité de l'eau, à l'embouchure de la rivière Cassette (station C-1). En dernier lieu, les résultats relatifs à l'échantillonnage longitudinal de la rivière Cassette seront examinés.

CARACTÉRISATION PHYSICO-CHIMIQUE

La composition physico-chimique des eaux de la rivière Cassette est présentée au tableau 5, lequel indique les valeurs moyennes, minimales et maximales des descripteurs physico-chimiques pour l'ensemble de la période à l'étude (1er novembre 1983 au 31 octobre 1984).

La conductivité très faible observée pour les rivières Cassette et des Escoumins (respectivement 24 et 23 µS/cm) est typique des régions où les roches sont difficilement altérables. Les valeurs obtenues sont comparables à celles rapportées par Brouard et coll. (1982) pour les rivières Sainte-Marguerite (21 µS/cm), des Petits Escoumins (26 µS/cm) et des Escoumins (22-24 µS/cm).

À partir des valeurs de conductivité, de la somme des cations et des anions (Tableau 5), on remarque que les eaux de la rivière Cassette sont légèrement plus minéralisées que les eaux de la rivière des Escoumins. Cette différence dans le comportement physico-chimique entre ces deux cours d'eau se reflète également dans la proportion (exprimée en % par rapport à la somme des cations ou des anions) retrouvée pour chacun des ions majeurs:

PARAMÈTRE	RIVIÈRE CASSETTE	RIVIÈRE DES ESCOUMINS
Ca^{+2}	65	59
Mg^{+2}	16	17
Na^{+}	14	17
K^{+}	5	5
HCO_3^{-}	61	55
SO_4^{-2}	28	30
Cl^{-}	7	7
NO_3^{-}	3	8

Les eaux de la rivière Cassette ont des proportions un peu plus élevées de calcium et de bicarbonates, ce qui traduit une plus grande abondance, sur son bassin versant, de minéraux calciques.

Le rapport HCO_3^{-}/SO_4^{-2} obtenu pour la rivière des Escoumins, soit 1,8, est différent du ratio obtenu au cours de l'année 1981, par Brouard et coll. (1982), à une station sise plus en aval. Cette différence pourrait être attribuable, d'une part, aux fluctuations saisonnières des deux descripteurs en cause (HCO_3^{-} et SO_4^{-2}) et, d'autre part, à la fréquence d'échantillonnage différente d'une étude à l'autre.

Tableau 5. Valeurs moyennes, minimales et maximales, pour l'ensemble de la période à l'étude (1er novembre 1983 au 31 octobre 1984) de paramètres physico-chimiques mesurés dans les eaux de surface des rivières Cassette et des Escoumins.

PARAMÈTRES	MOYENNE[1]		MINIMUM		MAXIMUM	
	Cassette	Escoumins	Cassette	Escoumins	Cassette	Escoumins
H^+ (µéq/L)[2]	0,37 (6,4)	0,53 (6,3)	0,126 (6,9)	0,158 (6,8)	1,00 (6,0)	2,24 (5,6)
Conductivité (µS/cm)	23,9	23,1	15,8	18,0	36,5	31,8
Alcalinité (µéq/L)	117	101	27,0	23,0	208	196
C inorganique (mg/L)	1,48	1,51	0,80	0,80	2,9	3,5
C organique (mg/L)	5,42	4,67	1,6	1,2	7,2	7,7
Turbidité (NTU)	0,52	0,48	0,34	0,18	1,7	2,3
Couleur vraie (Hazen)	32,7	24,7	15	5	40	40
NO_3^- (µéq/L)	6,6	14,5	0,50	1,0	23	32
Cl^- (µéq/L)	13,6	13,6	2,0	3,0	24	27
SO_4^{-2} (µéq/L)	54,2	54,8	42	46	76	63
Na^+ (µéq/L)	27,3	31,4	17	20	42	48
K^+ (µéq/L)	9,1	10,2	7,0	8,0	13	13
Ca^{+2} (µéq/L)	125	111	75	75	192	181
Mg^{+2} (µéq/L)	30,6	34,7	20	22	54	58
Al (µg/L)	71,0	71,7	16	15	112	169
Mn (µg/L)	10,2	7,2	3	3	32	22
Fe (µg/L)	121	109	63	25	250	237
Σ cations (µéq/L)	192	187	119	131	294	274
Σ anions (µéq/L)	191	184	91	106	288	290

1 Moyenne pondérée = $\sum_{l=1}^{4} p_l \overline{c_l}$

où c_l = moyenne obtenue pour la saison l
p_l = proportion du débit cumulatif annuel et donnée par:

Saison	Cassette	Escoumins
Hiver	0,1606	0,1717
Printemps	0,6175	0,5474
Été	0,1924	0,2107
Automne	0,0294	0,0701

2 Les données de pH de terrain sont indiquées entre parenthèses. Pour le calcul de la moyenne de H^+, on a estimé, pour l'été et l'automne, une valeur de 0,20 µéq/L pour la rivière Cassette et de 0,30 µéq/L pour la rivière des Escoumins.

Sur la rivière Cassette, le rapport HCO_3^-/SO_4^{-2} est plus élevé que sur la rivière des Escoumins (2,2 par rapport à 1,8), ce qui indique que les sulfates, principalement d'origine atmosphérique, jouent un rôle moins important dans la composition physico-chimique des eaux de la rivière Cassette.

Les observations obtenues pour l'ion hydrogène montrent que le pH des eaux est légèrement acide pour les rivières Cassette et des Escoumins, soit respectivement 6,4 et 6,3 en moyenne (Tableau 5). Ces valeurs reflètent d'ailleurs la capacité de neutralisation du bassin par le système des bicarbonates. Quant aux valeurs obtenues pour la turbidité, la couleur et le carbone organique, elles apparaissent typiques d'un milieu oligotrophe. Les valeurs moyennes de ces paramètres sont un peu plus élevées sur la rivière Cassette comparativement à la rivière des Escoumins.

Parmi les métaux analysés (Al, Mn, Fe, Cu, Zn), seuls l'aluminium, le manganèse et le fer présentent des valeurs qui se situent au-dessus du seuil de détection. Sur la rivière Cassette, aussi bien que sur la rivière des Escoumins, les teneurs en aluminium dissous se situent autour de 70 µg/L, alors que pour le manganèse et le fer, les concentrations sont plus élevées sur la rivière Cassette.

En ce qui concerne l'aluminium présent dans l'eau de la rivière Cassette, sa spéciation a été précisée par Campbell et coll. (1984) qui ont étudié le comportement géochimique de ce métal, au cours de la fonte printanière. L'importance des différentes formes d'aluminium calculées pour l'embouchure de la rivière Cassette (station C-1) s'établit comme suit:

Al organique + adsorbé > Al colloïdal +
Al particulaire + Al polynucléaire >
Al inorganique monomère.

L'aluminium organique + adsorbé s'avère donc la forme prédominante du métal au cours de la période s'échelonnant du 1er avril au 27 mai 1984, alors que la contribution de l'aluminium inorganique monomère demeure toujours très faible (Campbell et coll., 1984). Selon ces chercheurs, en ce qui concerne l'aluminium dialysable et extractible (Al inorganique monomère), c'est la forme anionique $Al(OH)_4^-$ qui prédomine nettement (moyenne de 96%; N = 16) sur le dihydroxo-complexe $Al(OH)_2^+$. Les teneurs calculées au cours du printemps pour l'aluminium inorganique monomère (moy.: 7 µg/L; max.: 13 µg/L) sont très faibles comparativement aux concentrations d'aluminium total (moy.: 89 µg/L; max.: 176 µg/L).

ÉVOLUTION TEMPORELLE

Dans le cadre de l'analyse de l'évolution temporelle de divers descripteurs physico-chimiques, reconnus importants dans le processus d'acidification, nous considérons uniquement les données provenant de la rivière Cassette.

Fluctuations saisonnières

Afin de mieux faire ressortir, pour chacun des paramètres, l'importance des variations saisonnières, nous avons rapporté, aux annexes 10 à 13, quelques statistiques descriptives (moyenne, écart-type, coefficient de variation, minimum, maximum et médiane) en fonction de la moyenne annuelle (Tableau 5).

À l'examen des fluctuations saisonnières présentées au tableau 6, on remarque, au cours du printemps, une forte diminution dans les concentrations des principaux paramètres associés à la minéralisation des eaux (Na^+, K^+, Ca^{+2}, Mg^{+2}, alcalinité, C inorganique, conductivité). Une contribution relativement

Tableau 6. Concentrations moyennes saisonnières exprimées par rapport à la concentration moyenne annuelle pour les eaux de surface de la rivière Cassette.

PARAMÈTRES	SAISON			
	Hiver	Printemps	Été	Automne
H^+	0,84	1,22	-	-
Conductivité	1,22	0,90	1,12	1,18
Alcalinité	1,50	0,72	1,39	1,65
C inorganique	1,48	0,71	1,42	1,70
C organique	0,92	1,03	1,02	0,62
Turbidité	0,79	1,10	0,92	0,87
Couleur vraie	0,74	1,09	0,98	0,69
NO_3^-	1,18	1,11	0,54	0,52
Cl^-	1,21	0,99	0,88	1,11
SO_4^{-2}	1,01	1,05	0,85	0,87
Na^+	1,31	0,87	1,12	1,22
K^+	1,27	0,92	1,00	1,14
Ca^{+2}	1,38	0,83	1,18	1,34
Mg^{+2}	1,34	0,87	1,10	1,28
Al	0,78	1,25	0,50	0,29
Mn	0,51	1,02	1,25	1,55
Fe	1,12	0,84	1,37	1,19

plus importante des eaux souterraines, riches en sels minéraux, aux eaux de surface, alors que le régime hydrologique est en étiage prononcé, pourrait expliquer les concentrations relativement plus élevées qui furent observées au cours de la période hivernale. La diminution, dans les concentrations, de ces mêmes paramètres, au cours du printemps, est attribuable à un effet de dilution par les eaux de fonte de même que par les averses de pluie.

Un autre groupe de descripteurs physico-chimiques (C organique, couleur, turbidité, aluminium et sulfates), indépendants du phénomène de minéralisation, montrent des valeurs élevées au printemps et plus faibles au cours de la saison automnale. Des augmentations de carbone organique et de couleur, au printemps, ont déjà été observées par Lachance et coll. (1985), pour des lacs du bouclier pré-cambrien. Ce phénomène peut s'expliquer par une pénétration des eaux de fonte dans les horizons humides du sol (horizon LFH des Podzols), contribuant ainsi à un transport accru de matière organique dans les eaux de ruissellement et, conséquemment, dans les eaux de surface (voir section "Propriétés des sols"). Cette hypothèse a également été retenue par Campbell et coll. (1984) pour expliquer le comportement géochimique de l'aluminium dans les eaux de la rivière Cassette, au cours de la fonte printanière. Ces auteurs ont trouvé que l'aluminium organique + adsorbé s'est avéré la forme prédominante de ce métal, sur la rivière Cassette, tout au cours de la période de fonte. Ils suggèrent également que le maintien des concentrations d'aluminium (voire même leur augmentation légère) observé dans les eaux de surface de cette rivière, au cours du printemps, indique qu'il doit y avoir un "réservoir" d'aluminium qui répond rapidement au cours de la crue des eaux. La couche superficielle du sol, contenant des eaux riches en aluminium et en matière organique, pourrait jouer ce rôle de réservoir d'aluminium (voir section "Propriétés des sols"). Quant au pic de concentration observé pour l'aluminium total (176 ± 2 µg/L), sur cette rivière, au cours du printemps, il correspondrait en bonne partie, selon Campbell et coll. (1984), à un apport accru de sédiments en suspension (Al particulaire) plutôt qu'à une mobilisation géochimique de l'aluminium dissous.

En ce qui concerne l'augmentation de la turbidité au cours du printemps, elle serait probablement reliée à l'érosion physique. Par contre, celle des sulfates ne peut être expliquée autrement que par des apports d'eaux de fonte et d'averses de pluie. Les concentrations des nitrates (élevées en hiver et faibles en été) peuvent s'expliquer par l'influence de la végétation sur le bassin à l'étude.

Variations journalières en période de fonte

Dans cette section, nous allons examiner plus particulièrement l'évolution journalière, en période de fonte, de quatre paramètres considérés importants dans le processus d'acidification des eaux de surface: pH, sulfates, alcalinité et calcium.

Tel que mentionné précédemment (section "Hydrométéorologie"), la crue printanière a débuté le 5 avril 1984; le débit de la rivière Cassette était alors inférieur à 0,5 m^3/s (Figure 6). Par la suite, le débit a augmenté graduellement pour atteindre un maximum de 5,8 m^3/s, le 10 mai. Suite à une décrue progressive, le débit a diminué à environ 1 m^3/s le 6 juin.

L'examen des dates d'échantillonnage inscrites sur l'hydrogramme (Figure 7) montre que le plan d'échantillonnage a permis de bien circonscrire la période de crue et de décrue des eaux. Durant toute la phase ascendante de l'hydrogramme (du 4 avril au 9 mai), on a assisté à une diminution progressive des teneurs de calcium (de 185 à 75 µéq/L) et des

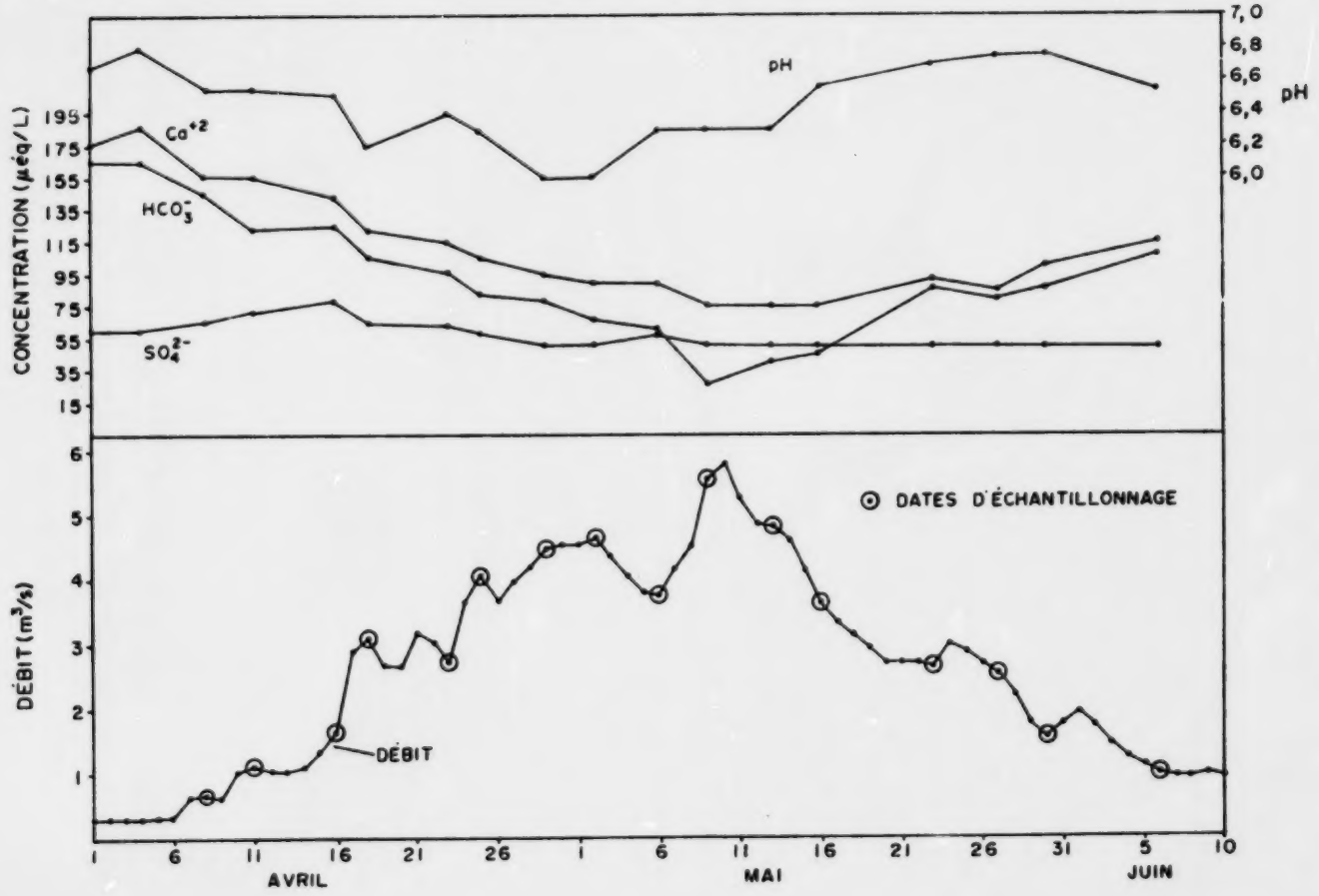


Figure 7. Évolution temporelle du débit, du pH ainsi que des concentrations de calcium, bicarbonates et sulfates pour la rivière Cassette (printemps 1984).

bicarbonates (de 168 à 27 µéq/L). Par la suite, les concentrations ont augmenté pour atteindre, en date du 6 juin, respectivement 115 et 107 µéq/L pour le calcium et les bicarbonates. La diminution progressive du calcium observée sur ce cours d'eau est attribuable à un effet de dilution par les eaux de fonte et par les averses de pluie abondantes à cette période de l'année (Figure 5). La diminution importante des bicarbonates indique une sensibilité élevée à l'acidification du bassin hydrographique, au cours de la période de fonte. La faible valeur d'alcalinité obtenue le 9 mai (27 µéq/L) par rapport à près de 165 µéq/L, au début d'avril, indique que la capacité de neutralisation du bassin est à peine suffisante lorsque les apports acides provenant des eaux de fonte et des pluies printanières sont mis à contribution.

La diminution du pH est conséquente à celle des bicarbonates. Les deux valeurs minimales (de 6,0 unités) furent obtenues lors du premier pic de crue, soit le 29 avril et le 2 mai (Figure 7). On a ensuite assisté à une légère augmentation du pH qui a atteint 6,3 unités le 9 mai.

Les sulfates se sont comportés tout à fait différemment des trois autres paramètres (pH, Ca^{+2} et HCO_3^-). C'est au tout début de la fonte (le 11 et le 16 avril) que les valeurs maximales (75 µéq/L) furent atteintes. Au cours des deux semaines qui suivirent, les teneurs ont diminué autour de 50 µéq/L et sont restées constantes par la suite. L'augmentation observée au début de la fonte peut être expliquée par une libération soudaine des ions sulfates contenus dans le manteau nival (Jones et coll., 1984). L'accumulation des sulfates, dans les premières couches du sol, au cours des pluies automnales, pourrait également contribuer à la libération de cet ion, dans les eaux de surface, au tout début de la période printanière (G.H. Jones, comm. pers.).

Contrairement aux autres ions majeurs, les sulfates proviennent surtout des précipitations. La limite supérieure des concentrations naturelles en sulfates dans les eaux du bouclier canadien devrait, selon Harvey et coll. (1981), se situer autour de 60 µéq/L. Par contre, Bobée et coll. (1982) ont observé, pour 22 lacs du Nouveau-Québec qui sont peu influencés par les précipitations acides, une valeur moyenne de 33 µéq/L pour les sulfates. On aurait donc toutes les raisons de croire que dans le secteur à l'étude, le bruit de fond se situerait plutôt autour de cette dernière valeur (Lachance et coll., 1985). D'ailleurs, Brouard (1984) a montré que les concentrations observées sur la Haute Côte-Nord (52 µéq/L) diminuent progressivement pour atteindre 31 µéq/L, en moyenne, sur la Basse Côte-Nord. Cette variabilité spatiale s'expliquerait donc essentiellement par des retombées atmosphériques décroissantes selon un gradient ouest-est.

ÉVOLUTION LONGITUDINALE

La qualité physico-chimique de l'eau des cours d'eau n'est généralement pas constante lorsque la superficie drainée augmente, puisque l'effet des affluents, des lacs et des nappes d'eau souterraines peut se faire sentir différemment, d'un segment de rivière à un autre. La présence d'un affluent ou encore d'apports importants d'eaux souterraines pourra alors perturber les teneurs ioniques des eaux de surface. À ces facteurs s'ajoutent les changements attribuables aux cycles saisonniers qui peuvent agir en synergie avec les variations longitudinales.

En plus du mélange des eaux souterraines et de surface, les facteurs naturels qui influencent la composition physico-chimique des eaux courantes comprennent, entre autres, les réactions de l'eau avec les minéraux solides que l'on retrouve sur le lit des cours d'eau, les réactions entre les composés dissous ainsi que les pertes par évaporation et évapotranspiration.

Pour rendre compte des variations longitudinales aux stations C-2 à C-6, nous allons donc nous limiter, dans un premier temps, à évaluer les variations spatiales moyennes et annuelles. Dans un deuxième temps, nous procéderons à une comparaison, à l'échelle saisonnière, de la composition physico-chimique en ions majeurs, aux mêmes sites d'échantillonnage des eaux de surface.

Variabilité spatio-temporelle

Pour l'année 1983-1984, les moyennes des quatre tournées d'échantillonnages qui se sont déroulées au cours de l'hiver, du printemps, de l'été et de l'automne sont présentées au tableau 7. Pour simplifier les comparaisons, nous avons regroupé les différentes stations selon leur appartenance à l'un ou l'autre des deux sous-bassins hydrographiques à l'étude (nord et sud).

L'étude de la variabilité spatiale permet de faire ressortir que les eaux de surface des deux sous-bassins en cause ont des comportements physico-chimiques très différents. En effet, seulement 6 des 19 paramètres (H^+, K^+, C organique, couleur, NO_3^- et Cl^-) montrent un gradient longitudinal comparable d'un bassin à l'autre, c'est-à-dire une augmentation du pH et du potassium, vers l'aval, ainsi qu'une diminution, dans la même direction, du carbone organique et de la turbidité.

Les paramètres liés à la minéralisation des eaux (alcalinité, C inorganique, Ca^{+2}, Mg^{+2}, Na^+) voient leurs teneurs diminuer selon un gradient amont-aval, pour le sous-bassin nord, alors que le phénomène contraire est observé pour le sous-bassin sud. En ce qui concerne l'alcalinité, c'est à la station C-6 que les teneurs sont les plus élevées (moyenne de 242 µéq/L) par rapport à 92 µéq/L à la station C-4, qui possède la valeur moyenne la plus faible.

Le sous-bassin nord, qui représente près de 30% de la superficie totale du bassin hydrographique de la rivière Cassette, semble donc contribuer dans une bonne mesure au tamponnement des eaux au niveau de l'embouchure de la rivière Cassette. Les analyses de sols récoltés à proximité du site d'échantillonnage C-6 (section "Fluctuations saisonnières") ne montrent cependant rien de particulier en rapport avec la capacité d'échange cationique, qui est d'ailleurs plus faible à cet endroit, comparativement aux autres sites d'échantillonnage des sols.

L'existence, dans ce secteur, d'un phénomène d'érosion, associé à d'anciennes coupes forestières (15-20 ans), au nord de la station C-6, pourrait expliquer le comportement particulier des eaux de surface à cette station, puisque des coupes à blanc ont été exécutées dans une zone, située en amont de C-6, où l'on retrouve beaucoup de sédiments fins en disponibilité (till en couche épaisse, > 1 m) (Brouard et coll., 1984). Les valeurs élevées pour la turbidité, à cette station (moyenne: 1,80 NTU) permettent de confirmer la présence d'une érosion physique importante. La coupe forestière et l'érosion physique subséquente auraient alors exposé certains minéraux, qui auraient ainsi de plus grandes surfaces de contact avec l'eau, ce qui aurait favorisé l'altération des dépôts de surface et, en conséquence, aurait entraîné une minéralisation plus élevée des eaux de surface dans ce secteur.

Si on examine l'évolution longitudinale de Al, Mn et Fe, dans le sous-bassin nord, on constate que leurs teneurs diminuent selon un gradient amont-aval, de la même façon que les descripteurs associés à la minéralisation des eaux. Dans le sous-bassin sud, c'est l'effet contraire qui est observé.

Tableau 7. Moyennes annuelles et coefficients de variation saisonniers (en %) des paramètres mesurés aux six stations de l'étude longitudinale.

PARAMÈTRES	SOUS-BASSIN NORD		SOUS-BASSIN SUD			EMBOUCHURE
	6	2	5	4	3	1
H^+ (µéq/L)	0,37 (26,7)	0,35 (66,5)	0,42 (77,2)	0,40 (57,2)	0,36 (53,8)	0,24 (46,5)
pH	6,43	6,46	6,38	6,40	6,44	6,62
Conductivité (µS/cm)	36,2 (16,1)	34,8 (14,3)	33,1 (24,7)	20,7 (6,6)	23,5 (10,9)	27,3 (8,2)
Alcalinité (µéq/L)	242 (21,4)	230 (30,5)	206 (46,7)	92 (7,6)	121 (29,2)	168 (16,9)
C inorganique (mg/L)	4,37 (22,9)	2,85 (21,5)	3,20 (35,7)	0,85 (69,6)	1,47 (27,9)	1,95 (29,8)
C organique (mg/L)	6,03 (62,1)	4,98 (19,2)	4,98 (74,6)	6,55 (14,8)	5,90 (18,5)	4,88 (23,5)
Turbidité (NTU)	1,80 (35,4)	0,75 (23,8)	0,42 (34,8)	0,38 (38,8)	0,46 (12,2)	0,47 (8,3)
Couleur vraie (Hazen)	43,8 (43,1)	25,0 (43,2)	32,5 (71,6)	35,0 (11,7)	32,5 (8,9)	28,8 (26,1)
NO_3^- (µéq/L)	4,75 (101)	4,25 (84,6)	7,50 (94,0)	5,50 (92,1)	5,25 (66,7)	5,25 (75,2)
Cl^- (µéq/L)	13,5 (27,4)	14,3 (14,5)	16,8 (27,7)	13,0 (14,0)	14,0 (14,3)	13,8 (13,8)
SO_4^{-2} (µéq/L)	43,8 (13,4)	54,3 (23,2)	67,0 (25,7)	51,3 (7,7)	53,3 (17,6)	55,0 (25,7)
Na^+ (µéq/L)	39,0 (21,2)	34,5 (24,2)	37,5 (20,0)	28,8 (10,0)	30,0 (14,7)	31,3 (17,0)
K^+ (µéq/L)	10,8 (27,8)	11,5 (28,8)	11,3 (31,1)	9,0 (9,1)	9,5 (13,6)	10,3 (21,6)
Ca^{+2} (µéq/L)	203 (22,2)	202 (21,7)	173 (29,1)	96 (14,0)	123 (24,6)	155 (13,1)
Mg^{+2} (µéq/L)	47,5 (17,2)	46,3 (22,1)	37,0 (17,5)	28,3 (1,8)	30,0 (9,8)	36,5 (13,1)
Al (µg/L)	48,3 (40,0)	38,0 (70,8)	83,5 (57,9)	53,8 (18,3)	62,3 (47,5)	47,0 (50,7)
Mn (µg/L)	29,3 (42,1)	10,8 (47,7)	8,50 (24,5)	3,75 (25,5)	7,25 (32,6)	9,25 (27,0)
Fe (µg/L)	480 (57,2)	200 (37,9)	194 (75,5)	69 (25,9)	138 (14,2)	137 (8,9)
Σ cations (µéq/L)	300 (21,1)	295 (65,3)	259 (25,9)	162 (9,8)	193 (19,8)	233 (13,9)
Σ anions (µéq/L)	305 (13,2)	302 (20,1)	298 (31,9)	161 (7,1)	194 (14,2)	242 (7,1)

Les concentrations les plus élevées furent obtenues à la station C-5 pour l'aluminium (83,5 µg/L) et à la station C-6 pour le manganèse (29,3 µg/L) et le fer (480 µg/L). En ce qui regarde le manganèse, les teneurs relativement élevées à C-6 pourraient correspondre à des concentrations également élevées qui furent observées dans l'horizon LFH d'un podzol (715 mg/L) et d'un folisol (210 mg/L) de ce secteur (Tableau 3).

Pour illustrer la variation temporelle des concentrations des ions majeurs contenus dans les eaux de surface, on représente, aux figures 8 et 9, la composition physico-chimique obtenue à partir des valeurs saisonnières. Le calcium représente à lui seul, dépendamment de la station et de la saison considérées, entre 56 et 70% des cations. Quant aux anions, ils sont principalement représentés par les bicarbonates (41 à 89%) et les sulfates (11 à 14%). Le rapport HCO_3^-/SO_4^{-2} varie de 0,9 à 4,2 pour le sous-bassin sud, et de 1,9 à 7,5 pour le sous-bassin nord, ce qui est très élevé comparativement à des valeurs de 1,0 à 1,3 obtenues antérieurement sur la rivière des Escoumins (Brouard et coll., 1982) et de 1,1 à 1,5 rapportées pour l'ensemble de la Côte-Nord et du fleuve Saint-Laurent (Brouard, 1984). Étant donné que la teneur en sulfate est relativement constante d'une station à une autre, soit 51,3 à 67,0 µéq/L en moyenne (Tableau 8), la variation du rapport HCO_3^-/SO_4^{-2} est surtout attribuable à la variation des bicarbonates (92 à 242 µéq/L en moyenne pour l'alcalinité). L'alcalinité est le paramètre qui a subi la baisse la plus importante au cours du printemps, et en particulier à la station 5, où il fut remplacé en importance par les sulfates.

Bien que l'on ait observé des changements assez importants dans la somme des anions et des cations, d'une saison à l'autre, la proportion des différents cations majeurs (Ca^{+2}, Mg^{+2}, Na^+, K^+) a cependant très peu varié, alors qu'il en fut tout autrement pour les anions majeurs (HCO_3^-, SO_4^{-2}, Cl^-, NO_3^-).

QUALITÉ DES PRÉCIPITATIONS

Dans cette section, nous allons procéder à une description de la qualité physico-chimique des précipitations échantillonnées à proximité du bassin hydrographique à l'étude (station P-2). Par la suite, les effets de l'interception des précipitations par le couvert forestier seront examinés sommairement en comparant la qualité de la neige (incidente et au sol) récoltée en clairière, à la station P-1, par rapport à celle recueillie sous couvert forestier.

Les valeurs moyennes, minimales et maximales des descripteurs physico-chimiques mesurées à la station des Escoumins sont présentées au tableau 8. Pour des fins de comparaison, nous présentons également les valeurs moyennes obtenues au cours de l'année 1982-1983, à la station météorologique du Petit-Saguenay (réseau québécois d'échantillonnage des précipitations).

À l'examen du tableau 8, on constate que les cations peuvent être classés selon l'ordre suivant d'importance: $H^+ > Na^+ > NH_4^+ > Ca^{+2} > Mg^{+2} > K^+$. Quant aux anions, ce sont les sulfates qui dominent, suivis des nitrates et des chlorures. Les principaux ions sont donc H^+ (58% des cations) et SO_4^{-2} (56% des anions). Les ions NO_3^- et NH_4^+ sont également bien représentés dans les précipitations. Quant aux valeurs obtenues pour Na^+ et Cl^-, ils reflètent une contribution marine assez importante. Les valeurs moyennes obtenues à la station météorologique P-2 se comparent avantageusement aux valeurs moyennes obtenues en 1982-1983 à la station du Petit-Saguenay, sise à environ 50 km au sud-ouest du secteur à l'étude.

Les effets de l'interception des précipitations par le couvert forestier furent constatés par Brouard et Lachance (1985) en examinant les résultats relatifs à la

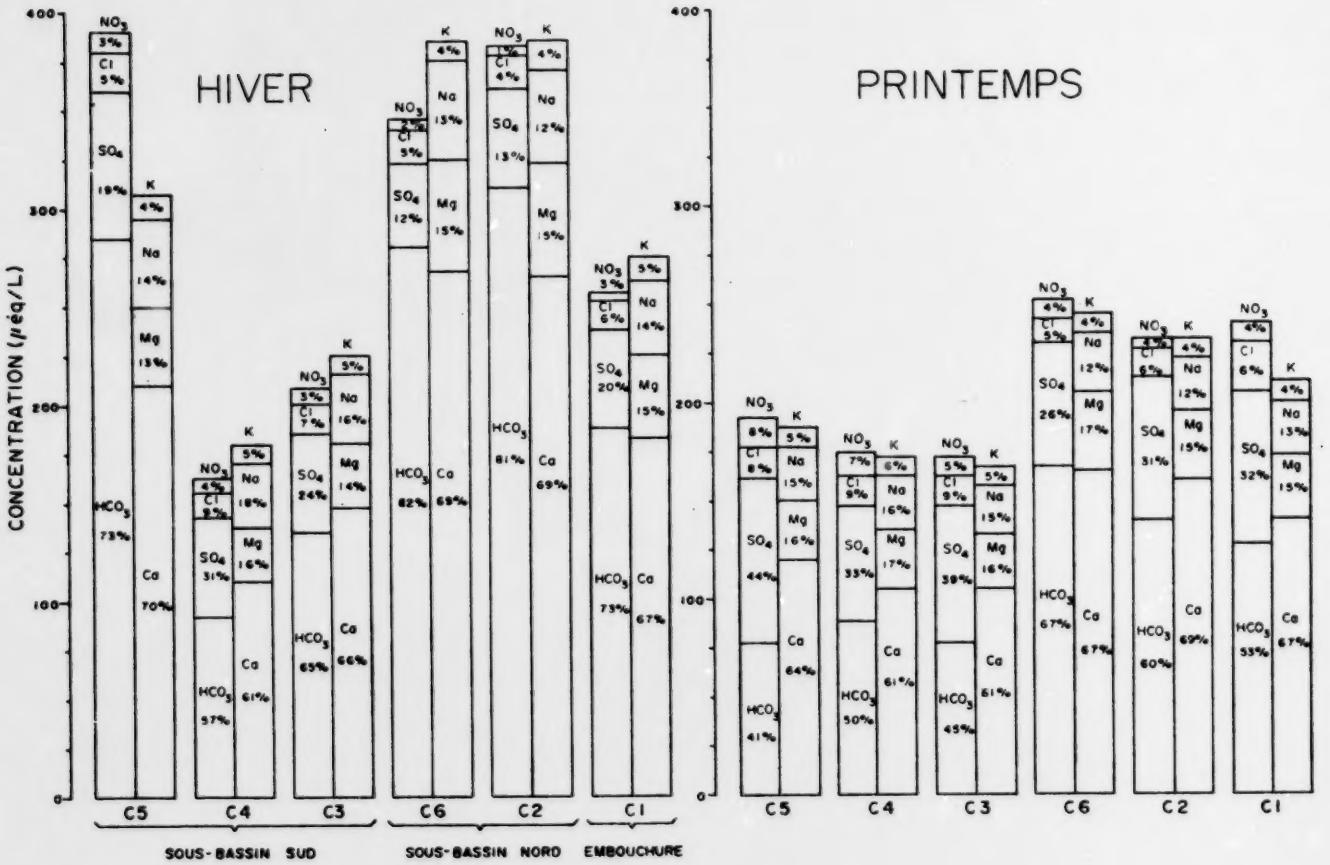


Figure 8. Variation spatio-temporelle dans les concentrations d'ions majeurs pour les eaux de surface de la rivière Cassette (hiver 1983-84 et printemps 1984).

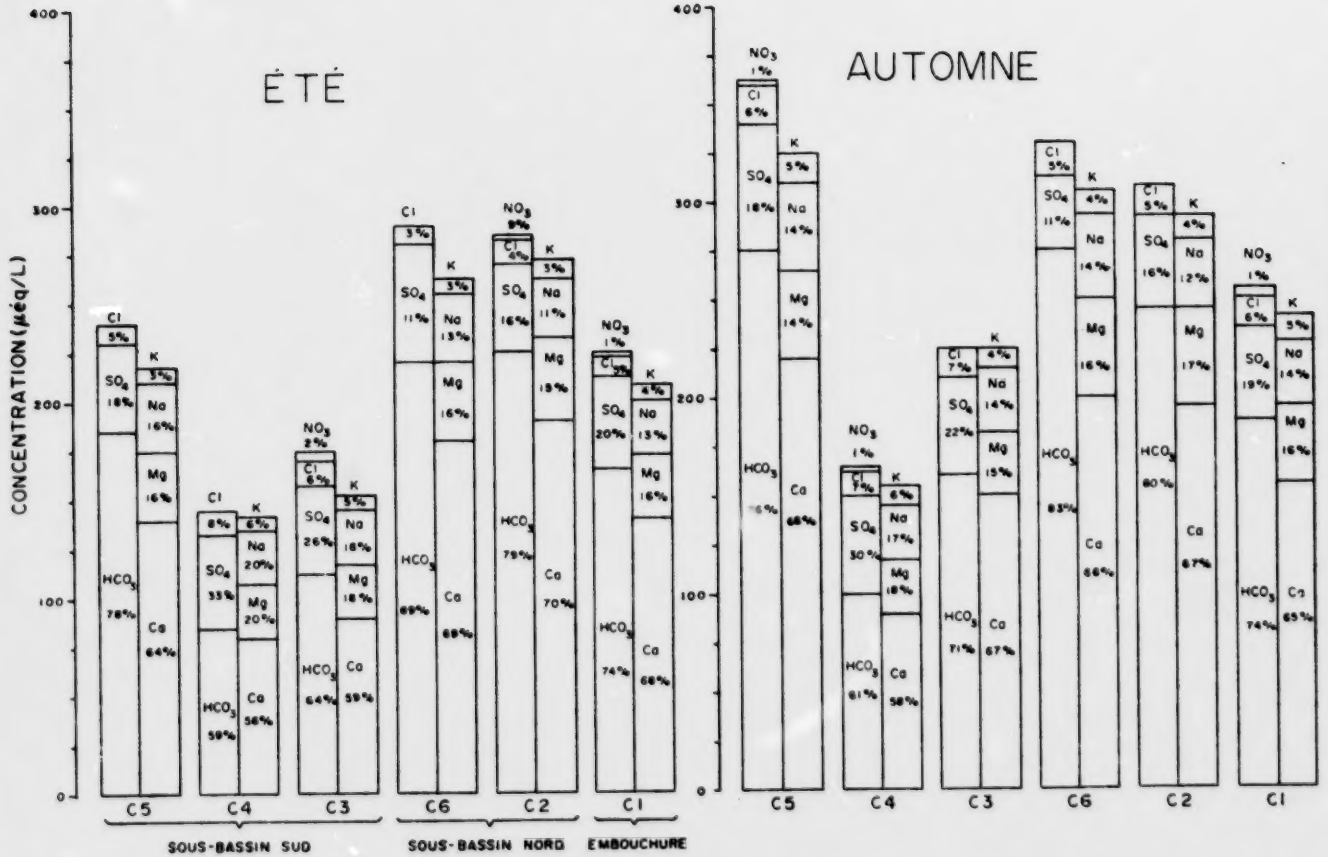


Figure 9. Variation spatio-temporelle dans les concentrations d'ions majeurs pour les eaux de surface de la rivière Cassette (été et automne 1984).

Tableau 8. Qualité physico-chimique des eaux de précipitation: valeurs moyennes, minimales et maximales pour la station des Escoumins, et valeurs moyennes obtenues en 1982 et en 1983 à la station Petit-Saguenay du ministère de l'Environnement du Québec.

PARAMÈTRES	ESCOUMINS			PETIT SAGUENAY[2]	
	Moyenne[1]	Minimum	Maximum	Moyenne 1982	Moyenne 1983
H^+ (µéq/L)[3]	37,3	10,5	186,2	23,4	22,4
pH	4,43	4,98	3,73	4,63	4,65
Conductivité (µS/cm)	19,3	4,8	76,0	--	--
NO_3^- (µéq/L)	15,5	1,9	75,0	15,8	14,2
Cl^- (µéq/L)	10,2	1,4	44,6	5,7	17,3
SO_4^{-2} (µéq/L)	32,5	2,9	131,2	29,4	28,3
NH_4^+ (µéq/L)	9,20	0,25	46,0	20,1	12,1
Na^+ (µéq/L)	9,22	0,9	37,4	5,3	16,2
K^+ (µéq/L)	1,37	0,25	9,20	1,7	1,3
Ca^{+2} (µéq/L)	5,05	0,50	47,4	5,9	6,3
Mg^{+2} (µéq/L)	2,31	0,40	9,00	1,6	1,7
Σ cations (µéq/L)	64,4	16,1	252	58,0	60,0
Σ anions (µéq/L)	58,2	11,8	225	50,9	59,8

1 Moyenne pondérée par la hauteur des précipitations.

2 Tiré de Grimard (1984).

physico-chimie de la précipitation nivale récoltée sous le couvert forestier avec celle recueillie en clairière.

En ce qui concerne la qualité de la neige incidente, la comparaison des valeurs moyennes, par le test de Student pairé, indique que les concentrations obtenues sous couvert forestier pour Cl^-, Na^+ et K^+ sont significativement plus élevées ($p < 0,05$) que celles obtenues en clairière (Brouard et Lachance, 1985). De plus, ces auteurs mentionnent que les effets de l'interception par le couvert forestier sont plus évidents lorsqu'on examine les résultats de la comparaison effectuée à partir de la neige au sol. Les valeurs moyennes obtenues sous couvert forestier sont significativement plus élevées que celles obtenues en clairière, pour les descripteurs suivants: Cl^-, SO_4^{-2}, Na^+, K^+, Mg^{+2}, somme des cations, somme des anions et conductivité. Cette augmentation de la concentration ionique dans la neige au sol, sous couvert forestier, pourrait s'expliquer selon deux hypothèses:

- un processus d'échange avec les débris végétaux provenant des arbres, ce qui pourrait expliquer l'augmentation des concentrations de certains ions tel le potassium;

- un processus physique relié à l'insolation et aux échanges thermiques avec l'atmosphère, ce qui induirait, sous couvert forestier, une migration plus lente des ions dans le manteau nival.

Même si, dans le cadre de cette étude, on ne possède pas d'informations relatives à la qualité physico-chimique de la pluie, sous couvert forestier, les renseignements obtenus en ce qui se rapporte à la neige incidente et au sol permettent néanmoins d'évaluer l'importance du phénomène d'interception (par le couvert forestier) dans la modification de la composition physico-chimique des précipitations qui se déposent sur le bassin.

Afin d'évaluer, sur une base annuelle, les apports atmosphériques, il est important de bien connaître la composition physico-chimique moyenne des précipitations incidentes. Les précipitations qui s'accumulent au cours de l'hiver subissent des modifications induites par des phénomènes d'échange ionique avec le sol, de lessivage et de migration ionique. Dans l'évaluation des apports atmosphériques, en période de fonte printanière, il importera donc de bien connaître la qualité physico-chimique de la neige au sol et de suivre son évolution temporelle, car au cours du printemps, l'apport des substances acidifiantes provient principalement de la fonte du manteau nival.

En confrontant les concentrations obtenues dans la neige au sol avec celles provenant des précipitations nivales (Tableau 9), on constate de grandes différences dans les teneurs de la plupart des ions, les concentrations dans la neige au sol étant plus faibles d'un facteur 2 à 4. Les deux seuls paramètres qui font exception sont le potassium (en clairière) et l'azote ammoniacal (sous couvert forestier), dont les concentrations sont du même ordre de grandeur, à la fois dans la neige au sol et dans les précipitations nivales incidentes. La composition physico-chimique de la neige au sol n'est cependant pas constante dans le temps. On note, en effet, pour la majorité des ions, des concentrations plus faibles dans les échantillons prélevés au milieu du printemps (entre le 17 avril et le 2 mai) par rapport à ceux prélevés au début de l'hiver (13 décembre au 6 mars) ou au tout début de la saison printanière (du 27 mars au 10 avril). Cette diminution dans les teneurs ioniques indique qu'une migration des ions s'effectue lentement au cours de l'hiver et s'accentue au tout début de la fonte des neiges.

Tableau 9. Composition physico-chimique de la précipitation et de la neige au sol en clairière et sous couvert forestier.

PARAMÈTRES	EN CLAIRIÈRE					SOUS COUVERT				
	Précipitations incidentes (moyenne-hiver)	Neige au sol				Précipitations incidentes (moyenne-hiver)	Neige au sol			
		Valeur moyenne					Valeur moyenne			
		Hiver	13/12 07/02 06/03	27/03 03/04 10/04	17/04 25/04 02/05		Hiver	13/12 07/02 06/03	27/03 03/04 10/04	17/04 25/04 02/05
H^+ (Méq/L)	40,3	11,4	15,2	14,3	5,23	43,5	12,6	17,7	8,99	7,59
Conductivité (µS/cm)	17,7	6,28	7,80	7,92	3,60	30,5	8,47	9,62	11,0	5,40
NO_3^- (Méq/L)	21,3	6,89	7,80	9,87	3,63	17,0	5,75	8,38	5,10	4,42
Cl^- (Méq/L)	6,91	4,04	3,74	4,67	4,12	39,5	8,86	7,38	13,3	6,40
SO_4^{-2} (Méq/L)	23,1	7,31	8,06	10,2	4,12	74,9	13,3	14,6	20,5	6,20
NH_4^+ (Méq/L)	9,67	2,19	1,99	2,50	2,32	3,50	3,44	2,32	5,80	2,32
Na^+ (Méq/L)	7,74	3,96	3,56	4,27	4,43	27,2	8,21	8,08	11,0	6,07
K^+ (Méq/L)	0,95	0,88	0,64	0,88	1,16	22,1	7,78	3,18	16,3	3,83
Ca^{+2} (Méq/L)	5,38	3,40	1,90	5,42	2,95	25,7	8,94	4,20	18,6	4,25
Mg^{+2} (Méq/L)	3,03	1,98	2,20	1,99	2,10	20,6	4,59	4,94	7,88	1,65
Σ cations (Méq/L)	62,6	23,6	25,3	29,1	18,1	142,0	44,0	48,5	68,4	25,7
Σ anions (Méq/L)	51,4	18,5	19,9	25,0	12,0	133,0	35,2	30,8	92,9	18,7

BILAN HYDRO-CHIMIQUE

L'examen du bilan hydro-chimique d'un bassin est une approche essentielle à la connaissance du mouvement et de la circulation des éléments nutritifs et minéraux dans un écosystème.

Les apports atmosphériques présentés au tableau 10 font état des retombées humides pour la période du 1er novembre 1983 au 31 octobre 1984. La valeur obtenue pour l'ensemble des éléments se situe à 29 kg/ha. Cette dernière est comparable à celle de 27 kg/ha mentionnée par Papineau (1983), pour le lac Laflamme en 1981, et à la valeur de 35 kg/ha rapportée pour la station Petit-Saguenay en 1983 (Grimard, 1984).

En ce qui concerne les sulfates, les nitrates et les ions H^+, les dépôts humides qui furent calculés se chiffrent respectivement à 16,8, 2,3 et 0,40 kg/ha. À l'exception des sulfates, ces valeurs se situent à l'intérieur de la gamme de variations établie à partir des stations du réseau canadien d'échantillonnage des précipitations (CANSAP), pour le sud du Québec, soit 19 à 46 kg SO_4^{-2}/ha, 1,4 à 5,2 kg N/ha et 0,2 à 0,6 kg H^+/ha (Barrie et Sirois, 1982). Mentionnons toutefois que la région de Québec se situe à l'extrémité supérieure de cette gamme de dépôts (Papineau, 1983).

La charge exportée à l'exutoire du bassin est trois fois plus élevée que les apports atmosphériques, le calcium, les sulfates et les bicarbonates représentant 86% de cette masse chimique. L'apport atmosphérique est plus élevé que l'exportation en surface pour H^+, NO_3^-, Cl^-, SO_4^{-2} et NH_4^+, alors qu'il est plus faible pour HCO_3^-, Na^+, K^+, Ca^{+2} et Mg^{+2}. Ces résultats sont conformes à ceux rapportés par Likens et coll. (1977) pour le bassin expérimental du Hubbard Brook (New Hampshire).

Lors de l'étude des conditions hydrométéorologiques (section "Hydrométéorologie), on a calculé, pour la période du 1er novembre 1983 au 31 octobre 1984, des précipitations totales de 108 cm déversées sur le bassin à l'étude, alors que la lame d'eau, calculée par Brouard et Lachance (1985) à partir du débit moyen journalier, n'atteignait que 62,6 cm. Le déficit d'écoulement est donc de 42%, alors que la moyenne rapportée pour cette région se situe autour de 30% (Ferland et Gagnon, 1974). L'écoulement d'eau mesuré sur le bassin de la rivière Cassette serait donc sous-estimé si on considère que pour les rivières Sainte-Marguerite et Portneuf, situées à proximité de la région étudiée, l'écoulement (pour la période correspondante) se situe respectivement à 88 et 92 cm (J. Déziel, MENVIQ, comm. pers.). Cette sous-estimation de l'écoulement d'eau entraîne une sous-évaluation concomitante des charges exportées à l'exutoire. En effet, si on suppose que les valeurs rapportées pour les précipitations sont exactes (108 cm) et que le déficit d'écoulement est de 30% au lieu de 42%, la lame d'eau serait équivalente à 75,6 cm au lieu de 62,6 et les charges exportées seraient sous-estimées de 21%.

À la lumière de ces constatations, on peut expliquer plus facilement les bilans ioniques présentés au tableau 10. À l'exception de SO_4^{-2} et de Cl^-, le facteur de correction (21%) n'a pas de conséquence sur l'interprétation du bilan ionique. En ce qui concerne Cl^-, la correction pour la charge exportée fait augmenter la valeur du bilan ionique, qui passe alors de -0,87 à -0,23 kg/ha. On admet généralement que l'anion Cl^- est un élément qui est très mobile et qui ne s'accumulent pas sur un bassin (SNSF, 1980). La valeur corrigée pour le bilan ionique devient donc plus en accord avec ce concept.

Tableau 10. Bilan hydrochimique sur le bassin de la rivière Cassette.

PARAMÈTRES	APPORT ATMOSPHÉRIQUE[1] (kg/ha)	EXPORTATION[1] (kg/ha)	BILAN (kg/ha)
H^+	0,405	0,0024	- 0,40
HCO_3^-	---	44,7	44,7
$N\text{-}NO_3^-$	2,33	0,58	- 1,75
Cl^-	3,90	3,03	- 0,87
SO_4^{-2}	16,81	16,28	- 0,53
$N\text{-}NH_4^+$	1,38	0,25[2]	- 1,13
Na^+	2,28	3,93	- 1,65
K^+	0,58	2,23	1,65
Ca^{+2}	1,09	15,7	14,6
Mg^{+2}	0,30	2,32	2,02
TOTAL	29,1	89,0	59,9

1 Les équations relatives au calcul de l'apport atmosphérique et de la charge exportée sont présentées dans le rapport sectoriel 3 (Brouard et Lachance, 1985).

2 On a estimé, pour NH_4^+, une concentration moyenne de 0,04 mg/L d'après les valeurs rapportées par Brouard et coll. (1982) pour la rivière des Escoumins en 1981.

Tableau 11. Charges atmosphériques saisonnières.

PARAMÈTRES	CHARGE EN kg/ha[1]			
	Hiver	Printemps	Été	Automne
H^+	0,148 (36,6)[2]	0,087 (21,6)	0,118 (29,1)	0,051 (12,7)
$N\text{-}NO_3^-$	1,13 (48,4)	0,39 (16,5)	0,58 (24,7)	0,24 (10,3)
Cl^-	2,25 (57,7)	1,00 (25,6)	0,52 (13,4)	0,13 (3,3)
SO_4^{-2}	4,60 (27,4)	3,89 (23,1)	5,71 (33,9)	2,61 (15,5)
$N\text{-}NH_4^+$	0,36 (26,3)	0,28 (19,9)	0,50 (35,9)	0,25 (17,9)
Na^+	1,31 (57,2)	0,58 (25,2)	0,32 (13,8)	0,09 (3,7)
K^+	0,188 (32,6)	0,060 (10,3)	0,304 (52,7)	0,025 (4,4)
Ca^{+2}	0,54 (49,1)	0,22 (20,2)	0,19 (17,9)	0,14 (12,8)
Mg^{+2}	0,146 (48,3)	0,078 (25,7)	0,056 (18,6)	0,022 (7,4)

1 Hiver: 1er novembre au 5 avril 1984.
Printemps: 6 avril au 30 mai 1984.
Été: 31 mai au 29 août 1984.
Automne: 30 août au 31 octobre 1984.

2 ( ) : Pourcentage de la charge annuelle.

En ce qui concerne SO_4^{-2}, la correction pour la charge transportée fait passer le bilan ionique d'une valeur de -0,53 kg/ha (Tableau 10) à une valeur positive de 2,9 kg/ha. Ce déficit apparent de SO_4^{-2} peut facilement être compensé par les dépôts secs de sulfates qui ne sont pas échantillionnés par le collecteur Sangamo. D'après Galloway et Whelpdale (1980), le rapport S sec/S humide dans les dépôts se situe, pour l'est du Canada, à environ 0,4.

L'étude du bilan hydro-chimique du bassin de la rivière Cassette permet donc de classer les ions majeurs en trois catégories:

- les substances dont l'apport atmosphérique est plus grand que la masse exportée: H^+, NO_3^-, NH_4^+;

- les substances dont l'apport atmosphérique est approximativement égal à la masse exportée: Cl^-, SO_4^{-2};

- les substances dont l'apport atmosphérique est beaucoup plus faible que la masse exportée: Ca^{+2}, Mg^{+2}, Na^+, K^+, HCO_3^-.

Précisons cependant que les éléments Na^+ et K^+ sont parfois classés dans la deuxième catégorie (Christophersen et Seip, 1982).

On présente, au tableau 11, la répartition des charges atmosphériques selon les quatre périodes saisonnières définies précédemment (voir section "Hydrométéorologie"). Le tableau 12 fournit les charges exportées correspondantes. La comparaison des charges atmosphériques et exportées, sur une base saisonnière, permet de mieux suivre la dynamique chimique du bassin.

Si on considère, en premier lieu, un élément appartenant à la première catégorie de paramètres, soit NO_3^-, on constate que les apports atmosphériques sont beaucoup plus élevés que la charge exportée pour l'hiver, l'été et l'automne (Figure 10), alors que pour le printemps, les deux quantités sont d'importance égale. Une quantité relativement importante de nitrates s'accumule au cours de l'hiver (48,4% des apports atmosphériques annuels). La crue printanière (61,8% du volume d'eau annuel) favorise la libération d'une quantité appréciable de nitrates (69% de la charge annuelle), mais cette charge libérée est encore inférieure à la charge atmosphérique accumulée au cours de l'hiver et du printemps. La charge exportée est relativement faible au cours de l'été et de l'automne; l'activité biologique et la présence de végétation favoriseraient la rétention des nitrates sur le bassin.

En ce qui concerne SO_4^{-2}, la situation est différente de celle des nitrates. Malgré une précipitation relativement importante en hiver (40,5% du volume d'eau annuel), on retrouve seulement 27,4% des apports annuels de sulfates au cours de cette période. Cependant, cet apport atmosphérique est encore plus grand que la charge exportée (Figure 10). Au cours du printemps, la charge exportée devient plus de deux fois plus grande que l'apport atmosphérique, de telle sorte qu'à la fin du printemps, on se retrouve avec un déficit relativement important de sulfates sur le bassin. Ceci se corrige toutefois par un apport atmosphérique également important au cours de la période estivale (33,9% de la charge annuelle pour un volume d'eau de 22,2%).

Les apports atmosphériques de calcium sont généralement négligeables par rapport à la charge exportée. En effet, dans les processus d'altération, les ions H^+, qui proviennent de la dissociation de l'acide carbonique ou de l'acide sulfurique, réagissent avec les minéraux, selon des mécanismes de dissolution, d'échange ou d'adsorption, causant ainsi une libération des cations tels

Tableau 12. Charges saisonnières exportées à l'exutoire de la rivière Cassette.

PARAMÈTRES	CHARGE EN kg/ha[1]			
	Hiver	Printemps	Été	Automne
H^+	0,0003	0,0016	---	---
HCO_3^-	10,7 (24,1)[2]	19,7 (44,2)	12,1 (26,9)	2,1 (4,9)
$N\text{-}NO_3^-$	0,11 (19,0)	0,39 (69,0)	0,06 (10,5)	0,02 (1,5)
Cl^-	0,59 (19,3)	1,83 (60,5)	0,51 (16,9)	0,10 (3,3)
SO_4^{-2}	2,64 (16,2)	10,6 (64,9)	2,65 (16,3)	0,42 (2,6)
$N\text{-}NH_4^+$	---	---	---	---
Na^+	0,82 (21,0)	2,11 (53,7)	0,85 (21,7)	0,14 (3,6)
K^+	0,46 (20,6)	1,26 (56,7)	0,43 (19,4)	0,07 (3,4)
Ca^{+2}	3,48 (22,1)	8,08 (51,4)	3,56 (22,6)	0,61 (3,9)
Mg^{+2}	0,50 (21,5)	1,25 (53,5)	0,49 (21,2)	0,09 (3,8)
Al	0,05 (12,5)	0,34 (77,0)	0,04 (9,6)	0,004 (0,9)
Mn	0,01 (8,2)	0,039 (63,0)	0,015 (24,2)	0,003 (4,6)
Fe	0,14 (18,0)	0,39 (52,1)	0,20 (26,4)	0,02 (3,5)

1 Hiver: 1er novembre au 5 avril 1984.
Printemps: 6 avril au 30 mai 1984.
Été: 31 mai au 29 août 1984.
Automne: 30 août au 31 octobre 1984.

2 ( ) : Pourcentage de la charge annuelle.

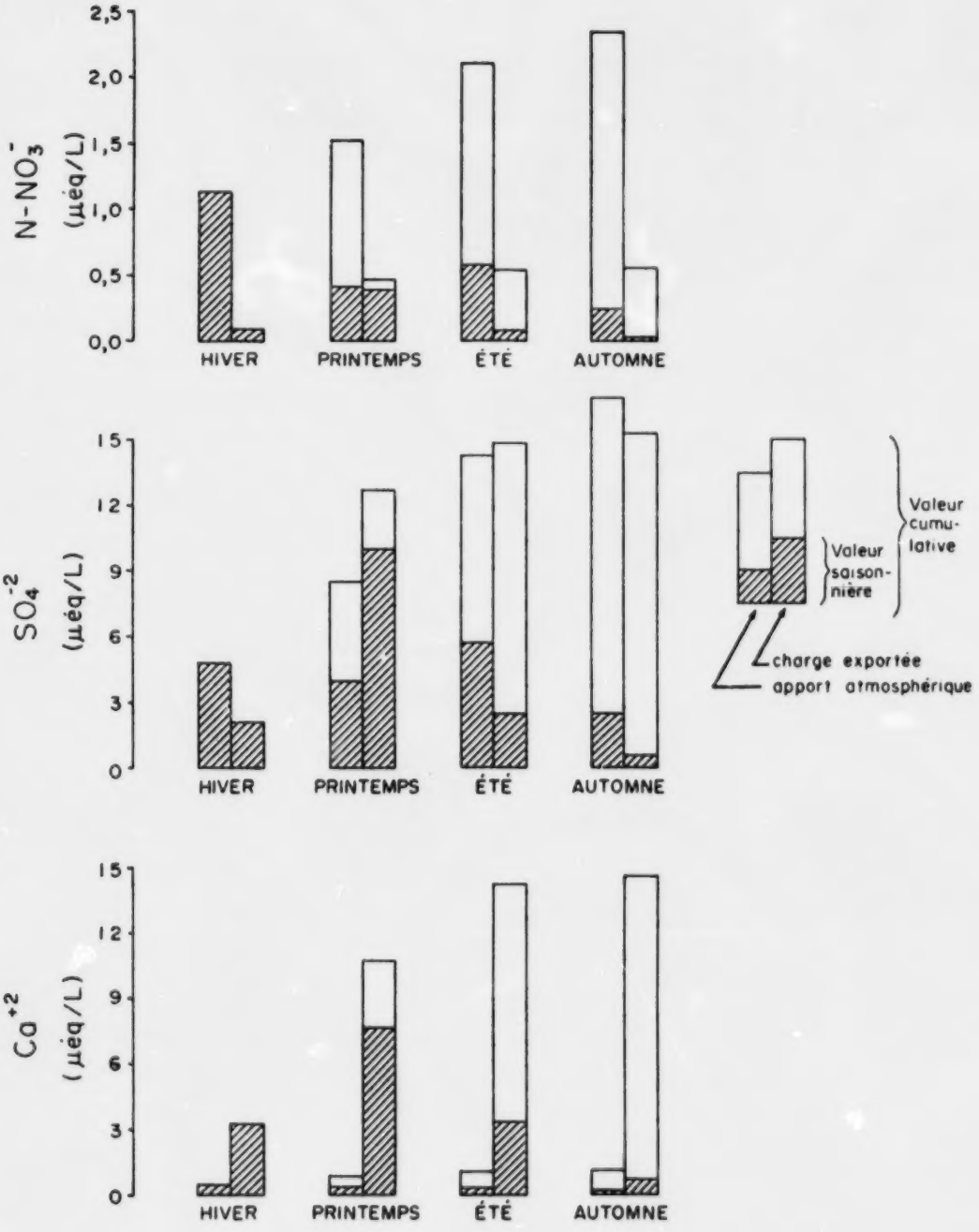


Figure 10. Variation saisonnière des apports atmosphériques et des charges exportées de nitrates, de sulfates et de calcium, pour la rivière Cassette (1983-1984).

que Ca^{+2}, Mg^{+2}, Na^{+} et K^{+}. Lorsque de grandes quantités d'eau sont en circulation, comme au printemps, la concentration de ces éléments dans les eaux de surface a tendance à diminuer par effet de dilution par les eaux de précipitation. Ainsi, bien que 61,8% du volume d'eau annuel s'écoule au cours du printemps, on ne retrouve que 51,4% de la charge annuelle exportée.

L'étude des caractéristiques saisonnières du bilan hydro-chimique sur un bassin permet donc de suivre sa dynamique chimique. Cette connaissance quantitative du flux des éléments sur le bassin pourrait éventuellement être utilisée pour:

- prédire l'effet, sur la qualité physico-chimique des eaux de drainage d'un bassin, des charges atmosphériques acidifiantes;

- évaluer l'importance des différentes composantes biotiques et abiotiques de l'écosystème;

- améliorer la connaissance des mécanismes et des processus de régulation de la qualité des eaux de surface.

ÉVALUATION ÉCOTOXICOLOGIQUE

Le présent chapitre rend compte des expériences d'incubation et d'alevinage qui se sont déroulées à la fois sur le terrain et en laboratoire. Ces renseignements permettront de parfaire nos connaissances sur la bio-accumulation et la cinétique de transfert de certains éléments reliés aux précipitations acides, en relation avec les premiers stades de développement du saumon atlantique, considérés ici comme étant les intégrateurs biotiques du bassin expérimental à l'étude.

BIO-ESSAIS IN SITU

Dans cette section, après avoir caractérisé les conditions d'incubation qui prévalurent sur les rivières Cassette et des Escoumins, nous examinerons l'évolution spatio-temporelle des mortalités sur les deux cours d'eau à l'étude, en insistant tout particulièrement sur leur suivi dans les auges d'incubation de la rivière Cassette. En dernier lieu, nous aborderons les questions relatives à la bio-accumulation de l'aluminium et du manganèse dans les oeufs de saumon. Les renseignements qui suivent sont essentiellement tirés de l'ouvrage de Brouard et coll. (1985).

Conditions d'incubation

Le développement des oeufs implantés dans les auges de la rivière Cassette s'est déroulé sur une période de 201 jours, du 1er novembre au 20 mai 1984 (Figure 11). Cette durée d'incubation correspond d'ailleurs à celle rapportée, en milieu naturel nordique, par Scott et Crossman (1974) pour le saumon atlantique (200 jours). Au cours de cette période, la température de l'eau a oscillé entre 0,5 et 8°C pour une moyenne de 1,5°C (N = 35). L'apparition des premiers oeufs oeillés fut remarquée vers la mi-février; la pigmentation de la rétine était alors clairement visible à travers le chorion. Par la suite, c'est le 20 mai 1984 que nous avons obtenu le pic d'éclosion alors que la température de l'eau se situait à 8°C et que les degrés-jours cumulatifs de croissance atteignaient 252°C (Figure 11).

Afin de caractériser les conditions physico-chimiques qui ont prévalu au cours de la période d'incubation, nous présentons, au tableau 13, l'essentiel de l'information colligée au cours de cette période, pour les rivières Cassette et des Escoumins.

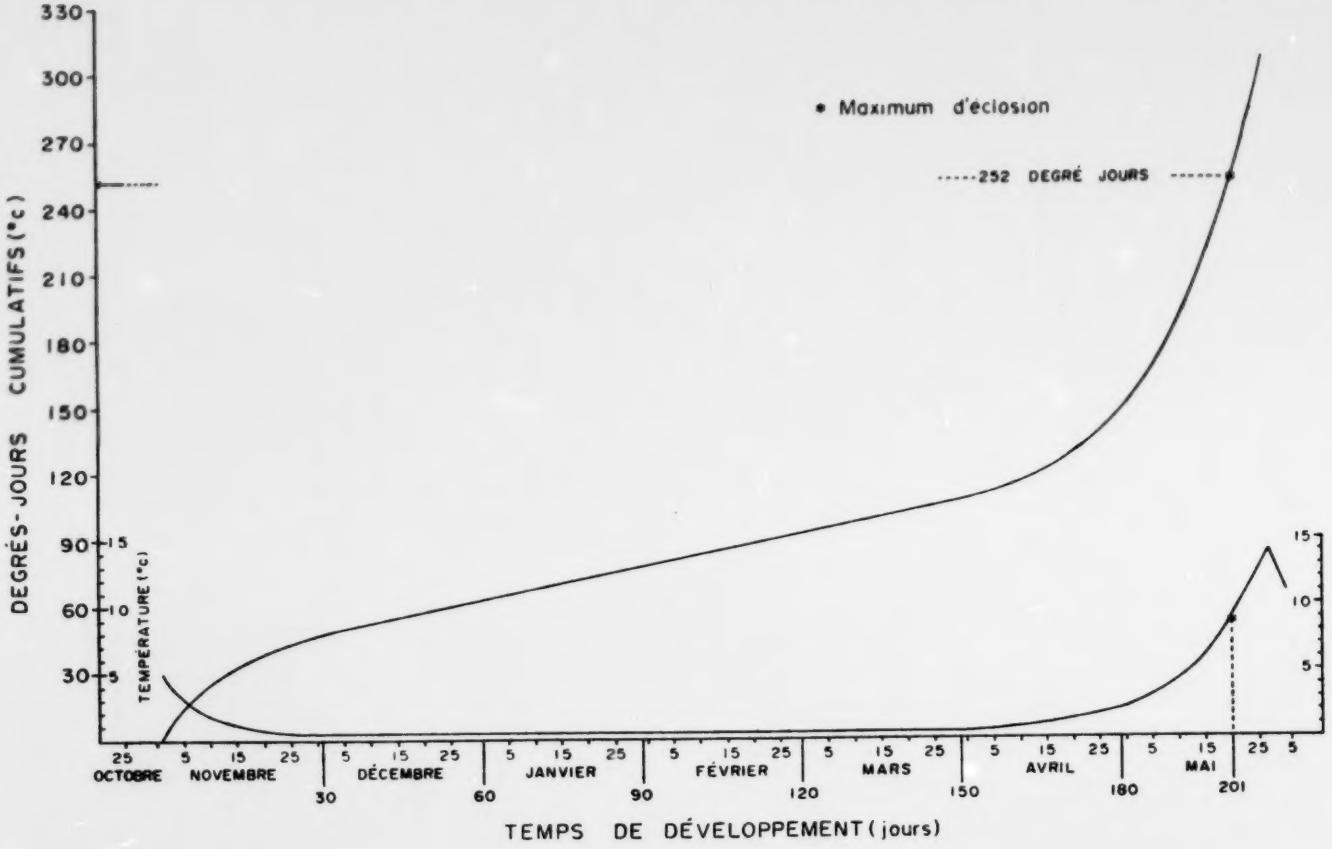


Figure 11. Temps de développement des oeufs, degrés-jours de croissance (au-dessus de 0°C) ainsi que température de l'eau mesurée à la station C-1, sur la rivière Cassette (1983-1984).

Tableau 13. Conditions physico-chimiques prévalant au cours de la période d'incubation, sur les rivières Cassette et des Escoumins (1er novembre 1983 - 20 mai 1984).

PARAMÈTRES	RIVIÈRE CASSETTE					RIVIÈRE DES ESCOUMINS				
	N	Moyenne	Coefficient de variation (%)	Minimum	Maximum	N	Moyenne	Coefficient de variation (%)	Minimum	Maximum
H^+ (µéq/L)	63	0,382	56	0,126	1,122	22	0,601	82	0,200	2,24
pH*	--	6,40	--	5,95	6,90	--	6,20	--	5,65	6,70
Conductivité (µS/cm)	29	26	20	16	37	19	24	18	18	32
Alcalinité (µéq/L)	29	137	39	27	205	19	107	48	23	196
C inorganique (mg/L)	28	1,8	36	0,8	2,9	19	1,7	43	0,8	3,5
C organique (mg/L)	29	5,3	26	1,6	7,2	19	4,2	43	1,2	7,7
Turbidité (NTU)	29	0,48	51	0,34	1,70	19	0,48	91	0,18	2,30
Couleur vraie (Hazen)	29	29	25	15	40	19	19	59	5	40
NO_3^- (µéq/L)	29	8	45	3	23	19	17	37	8	32
Cl^- (µéq/L)	28	15	27	2	24	19	15	27	10	27
SO_4^{-2} (µéq/L)	29	56	12	48	76	19	56	6	52	63
Na^+ (µéq/L)	29	31	22	17	42	19	33	25	20	48
K^+ (µéq/L)	29	10	19	7	13	19	10	14	8	13
Ca^{+2} (µéq/L)	29	146	27	75	192	19	122	27	75	181
Mg^{+2} (µéq/L)	29	35	25	20	54	19	36	23	24	58
Al dissous (µg/L)	29	70	30	29	112	19	72	55	15	169
Mn dissous (µg/L)	29	8	47	3	19	19	7	77	3	22
Fe dissous (µg/L)	29	123	20	63	163	19	103	35	25	174
Σ cations (µéq/L)	29	222	25	119	294	19	201	23	131	274
Σ anions (µéq/L)	29	218	27	91	288	19	195	27	108	280

* pH de terrain

En examinant les concentrations des principaux ions, on constate qu'elles s'établissent selon l'ordre suivant d'importance:

$Ca^{++} > HCO_3^- > SO_4^- > Mg^{++} > Na^+ > Cl^-$

Il s'agit donc d'une eau bicarbonatée-calcique; le calcium y représentant en moyenne 66 et 61% des cations respectivement pour les rivières Cassette et des Escoumins, alors que les bicarbonates se situent à 63 et 55% respectivement pour ces mêmes cours d'eau. Au cours de la période d'incubation, les valeurs de pH les plus faibles auxquelles les oeufs furent exposés se situent à 5,7 pour la rivière des Escoumins et à 6,0 pour la rivière Cassette.

En ce qui concerne l'aluminium et le manganèse, leurs teneurs dissoutes moyennes sont sensiblement identiques dans les deux cours d'eau à l'étude, soit autour de 70 µg/L pour l'aluminium et de 8 µg/L pour le manganèse; les teneurs les plus élevées ont été obtenues sur la rivière des Escoumins (169 µg Al/L, 22 µg Mn/L).

Mortalité

Dans cette section, nous désirons principalement faire ressortir la mortalité d'origine abiotique associée à des teneurs élevées d'ions hydrogène et de métaux tels l'aluminium et le manganèse, par opposition à la mortalité d'origine biotique, qui serait principalement attribuable à la prédation et aux infestations fongiques par les saprolégniales.

Afin d'atténuer le plus possible le bruit de fond lié aux mortalités biotiques, nous avons opté pour un dispositif d'incubation semi-naturel (voir section "Incubation en milieu naturel et semi-naturel"), permettant d'éliminer complètement le facteur de prédation que l'on retrouve normalement en milieu naturel. Par ailleurs, les traitements prophylactiques apportés aux oeufs dans certaines auges (Tableau 1) ont permis de contrôler, dans une certaine mesure, cette deuxième variable nuisible que représentent les infestations fongiques.

Les expériences réalisées dans toutes les auges d'incubation, à l'exception du groupe-témoin, montrent que les traitements prophylactiques hebdomadaires apportés aux oeufs ont une incidence directe sur les mortalités. Nous avons ainsi pu faire ressortir que les mortalités cumulatives dans l'auge 5, principalement d'origine abiotique (étant donné les traitements apportés aux oeufs) ne dépassent guère 3% pour la période s'échelonnant du 5 janvier au 20 mai 1984, date correspondant au pic de l'éclosion (Figure 12).

Quant à la mortalité totale, attribuable en grande partie aux infestations fongiques, elle se situerait à près de 8%, peu avant l'éclosion (6 mai), si on tient compte des estimés de mortalité provenant de l'auge-témoin où les oeufs ne furent pas traités au vert de malachite (auge 1). Ces différences observées entre les auges 1 et 5 se sont d'ailleurs avérées statistiquement significatives pour les mortalités instantanées ($p < 0,01$; test non paramétrique de Wilcoxon).

Par ailleurs, les estimés de mortalité établis pour l'auge 4 indiquent que malgré un traitement prophylactique hebdomadaire, il y a accentuation des mortalités lorsque le prélèvement des oeufs morts n'est pas effectué au cours de l'intervalle inter-traitement. Les mortalités observées sont toutefois plus faibles que s'il n'y avait pas eu de traitement (auge-témoin) mais, cependant, statistiquement différentes ($p < 0,01$) de la mortalité instantanée observée dans l'auge 5.

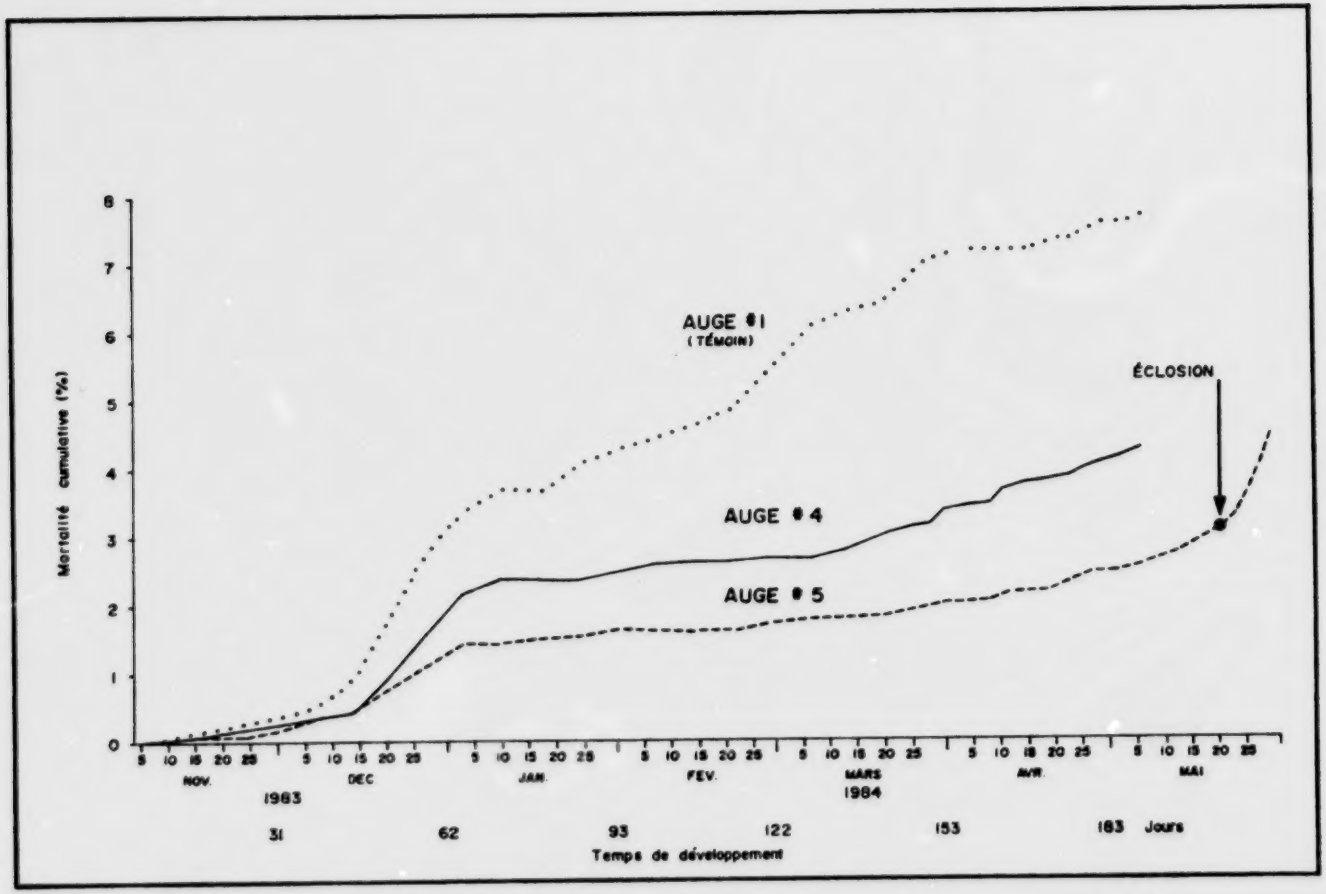


Figure 12. Variation temporelle des mortalités cumulatives pour les oeufs de saumon incubés dans les auges de la rivière Cassette.

À partir de ces informations, nous pouvons maintenant tenter d'établir dans quelle mesure les taux de mortalité observés chez le groupe-témoin (auge 1) se rapprochent de ceux rapportés en milieu naturel par d'autres chercheurs.

Warner (1963) rapporte, dans son évaluation de la survie des oeufs de ouananiche (Salmo salar) en milieu naturel (nord du Maine), une mortalité totale de 6,8% vers la fin du stade oeillé, c'est-à-dire peu avant l'éclosion. Il estime, par ailleurs, la mortalité cumulative à l'émergence comme étant de l'ordre de 8%, ce qui est d'ailleurs corroboré par Hobbs (1948) pour d'autres salmonidés.

Bien que nous n'ayons pas pu mener jusqu'à l'éclosion le suivi des mortalités dans les auges 1 et 4, nous sommes quand même en mesure d'établir que les mortalités obtenues dans l'auge-témoin, soit 7,7%, une quinzaine de jours avant l'éclosion (6 mai), sont tout à fait du même ordre que celles obtenues en milieu naturel par Warner (1963). Ce dernier auteur mentionne par ailleurs que la mortalité moyenne est plus élevée au stade d'oeuf vert (4,2%) qu'au stade embryonné (1,7%), ce qui pourrait expliquer en partie la hausse plus importante des mortalités cumulatives observée avant la mi-janvier 1984, sur les courbes de la figure 12.

Les décomptes d'oeufs morts réalisés dans les boîtes de Whitlock-Vibert, implantées à même le lit des rivières Cassette et des Escoumins, montrent des variations temporelles beaucoup plus élevées et aléatoires que celles observées dans les auges d'incubation (Figure 13). En effet, les taux de mortalité mesurés lors des prélèvements des boîtes de Whitlock-Vibert varient de 0 à 22% (moyenne ± 1 écart-type = 5,6 ± 6,5) pour la rivière Cassette (N = 13) et de 0 à 13% (moyenne ± 1 écart-type = 2,5 ± 3,6) pour la rivière des Escoumins (N = 12).

Afin de poursuivre l'analyse, nous éliminerons, grâce au dispositif d'incubation en auges et au traitement prophylactique apporté aux oeufs, une bonne partie du bruit de fond occasionné par les deux principales composantes biotiques de mortalité. Nous tenterons ainsi de voir, en utilisant les estimés de mortalité provenant de l'auge 5, s'il existe une relation entre les mortalités instantanées observées dans cet incubateur et les variations physico-chimiques des principaux paramètres reliés aux processus d'acidification.

De façon à faire ressortir ces similitudes de comportement dans le temps, nous avons appliqué le coefficient de corrélation de Spearman (Kendall, 1962) aux données ponctuelles relatives à la mortalité et à la physico-chimie des eaux de surface de la rivière Cassette (Tableau 14).

L'analyse sommaire de ces interrelations permet de faire ressortir les points suivants:

- une augmentation de la mortalité instantanée semble être corrélée de façon significative à une diminution dans les concentrations de fer et des descripteurs associés à la minéralisation des eaux (cond., alc., C inorg., Ca^{+2}, Mg^{+2}, Na^{+} et K^{+});

- une corrélation positive est observée ($p < 0,05$) entre les mortalités instantanées et la couleur ainsi qu'avec les teneurs en aluminium dans les eaux de surface.

Bio-accumulation in situ

Les concentrations tissulaires d'aluminium et de manganèse dans les oeufs de saumons sont relativement constantes dans le temps et ne montrent aucune tendance à la bio-accumulation (Tableau 15).

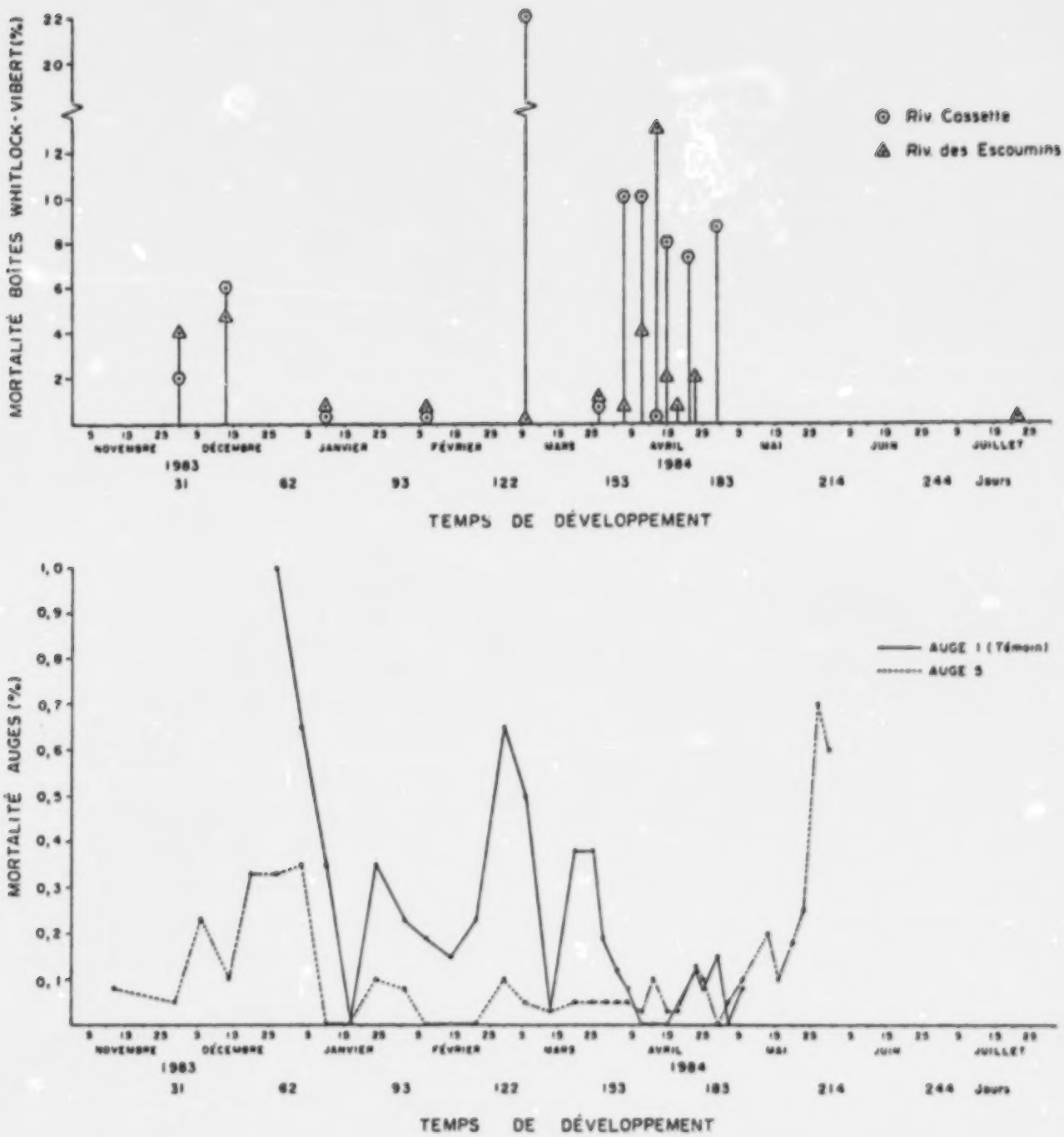


Figure 13. Mortalité observée dans les boîtes de Whitlock-Vibert ainsi que dans certaines auges d'incubation alimentées par les eaux de surface de la rivière Cassette.

Tableau 14. Coefficients de corrélation de Spearman calculés entre les mortalités instantanées de l'auge 5 et les concentrations de divers paramètres physico-chimiques mesurés dans les eaux de surface de la rivière Cassette (N = 29).

PARAMÈTRES	pH	Cond.	Alc.	C inorg.	Turb.	Ca^{+2}	Mg^{+2}	Na^{+}	K^{+}
Rs	0,12	-0,38*	-0,43**	-0,50**	-0,06	-0,40**	-0,53**	-0,33*	-0,35*

PARAMÈTRES	SO^{-2}	NO^{-}	Cl^{-}	C org.	Couleur	Al	Mn	Fe
Rs	-0,13	-0,32*	-0,37*	-0,02	0,34*	0,31*	0,02	-0,39**

* Significativement différent de zéro au niveau de 5% ($p < 0,05$).

** Significativement différent de zéro au niveau de 1% ($p < 0,01$).

Tableau 15. Concentrations tissulaire (µg/g, poids humide) d'aluminium et de manganèse dans les oeufs et alevins vésiculés de saumon atlantique.

DATE	AUGES		BOÎTES DE WHITLOCK-VIBERT			
	Rivière Cassette		Rivière Cassette		Rivière des Escoumins	
	Al	Mn	Al	Mn	Al	Mn
83-11-04	6	3	-	-	-	-
83-11-22	5	4	-	-	-	-
83-11-30	-	-	1	2	3	1
83-12-14	5	3	-	-	-	-
83-12-27	5	5	-	-	-	-
84-01-10	6	5	3	2	3	1
84-01-24	3	6	-	-	-	-
84-02-07	7	2	1	1	2	1
84-02-21	6	4	-	-	-	-
84-03-06	4	4	2	1	1	1
84-03-20	4	4	-	-	-	-
84-03-27	-	-	1	1	2	1
84-03-28	4	4	-	-	-	-
84-04-03	-	-	2	1	3	1
84-04-04	3	3	-	-	-	-
84-04-11	5	6	-	-	-	-
84-04-12	-	-	2	2	2	1
84-04-15	5	5	-	-	-	-
84-04-18	4	8	-	-	-	-
84-04-21	-	-	6	3	-	-
84-04-23	2	3	-	-	3	2
84-04-25	5	4	-	-	-	-
84-04-29	6	4	3	3	-	-
84-05-02	6	4	-	-	-	-
84-05-06	4	4	-	-	-	-
84-05-13	8	3	-	-	-	-
84-05-16	5	4	-	-	-	-
84-05-23	13	2	-	-	-	-
84-05-27	3	2	-	-	-	-

Leurs valeurs moyennes se situent respectivement à 5,2 et 4,0 µg/g (poids frais) pour l'aluminium et le manganèse dans les auges d'incubation alors qu'elles sont plus faibles chez les oeufs implantés dans les boîtes Whitlock-Vibert. En ce qui concerne les alevins vésiculés, nous ne disposons que de deux jours d'observation, ce qui est insuffisant pour établir des comparaisons avec les teneurs mesurées chez les oeufs.

Étant donné que les concentrations tissulaires de Al et Mn sont très près du seuil de détection analytique (1 µg/g), plus particulièrement chez les oeufs provenant des boîtes de Whitlock-Vibert, et que, dans l'ensemble, les échantillons comprennent beaucoup de valeurs semblables (Tableau 15), nous pouvons difficilement poursuivre l'analyse non paramétrique (Siegel, 1956) pour tenter de comparer les valeurs de Al et Mn obtenues dans les oeufs avec celles mesurées dans les eaux de surface.

BIO-ESSAIS EN LABORATOIRE

Dans ce chapitre, après avoir décrit les conditions physico-chimiques qui prévalurent dans les auges d'incubation en laboratoire, nous tenterons de préciser les mortalités cumulatives ainsi que le potentiel d'accumulation de l'aluminium et du manganèse, au niveau des oeufs et alevins vésiculés de saumon atlantique, soumis à une eau artificiellement acidifiée.

Conditions physico-chimiques

Au cours des trois phases expérimentales, les conditions physico-chimiques d'incubation ont été relativement stables en ce qui concerne la majorité des paramètres, à l'exception des métaux. La température moyenne de l'eau pour les phases I, II et III a été respectivement de 2,6, 4,2 et 6,1°C alors que les valeurs de pH se sont maintenues à 5,7 pour les groupes expérimentaux (auges 1 à 7) et à 6,6 pour l'auge témoin. Quant à l'oxygène dissous, il s'est toujours situé au-dessus du taux de saturation (> 100%). La conductivité et la dureté se sont également révélées relativement stables, leurs valeurs moyennes se situant respectivement à 37,4 µS/cm et 10,1 mg/L.

Mortalité

On remarque, dans l'ensemble, qu'un très faible taux de mortalité a été obtenu au cours des deux premières phases de l'expérience et ceci quelle que soit la solution métallique d'incubation (Tableau 16). En ce qui concerne la phase III, nous avons été dans l'impossibilité d'établir le pourcentage relatif de mortalité, étant donné que les alevins vésiculés étaient enfouis dans le gravier. On constate un taux de mortalité quasi constant, tout au long des traitements, à l'exception des valeurs observées dans les auges 6 et 7 (Phase I) qui contenaient respectivement 181 ± 60 et 59 ± 11 µg/L d'aluminium sans présence de ligand. Dans ces incubateurs, la mortalité cumulative a respectivement atteint 3,4 et 6,6% vers la fin de la période.

Bio-accumulation

Dans cette section, nous présentons les résultats de traitements de courte durée (15 jours) réalisés en laboratoire et portant sur l'accumulation de l'aluminium et du manganèse, chez trois stades de développement du saumon atlantique, à savoir:

- Post-fertilisation: Stade crucial du développement embryonnaire (Daye et Garside, 1977) qui coïncide avec la fin de la saison automnale. À cette période, on peut penser qu'il se produit une exportation accrue d'ions hydrogènes, soit environ 25% de l'exportation annuelle (Jeffries et coll., 1979).

Tableau 16. Détail des mortalités cumulatives obtenues chez les oeufs de saumon au cours des deux premières phases expérimentales.

PHASE	AUGE	TEMPS (JOUR)				
		1	3	5	9	15
I						
(N = 800 oeufs/auge)	1	---	---	---	---	---
	2	---	1 (0,1%)	2 (0,3%)	2 (0,3%)	3 (0,4%)
	3	---	3 (0,4%)	6 (0,8%)	9 (1,1%)	12 (1,5%)
	4	---	---	---	---	3 (0,4%)
	5	---	---	1 (0,1%)	3 (0,4%)	11 (1,4%)
	6	---	---	1 (0,1%)	6 (0,8%)	27 (3,4%)
	7	---	2 (0,3%)	3 (0,4%)	7 (0,9%)	53 (6,6%)
II						
(N = 900 oeufs/auge)	1	---	---	---	---	---
	2	2 (0,2%)	7 (0,8%)	10 (1,1%)	12 (1,3%)	17 (1,9%)
	3	3 (0,3%)	4 (0,4%)	4 (0,4%)	6 (0,7%)	8 (0,9%)
	4	2 (0,2%)	3 (0,3%)	3 (0,3%)	5 (0,6%)	11 (1,2%)
	5	2 (0,2%)	6 (0,7%)	6 (0,7%)	8 (0,9%)	8 (0,9%)
	6	2 (0,2%)	3 (0,3%)	3 (0,3%)	5 (0,6%)	17 (1,9%)
	7	2 (0,2%)	3 (0,3%)	6 (0,7%)	7 (0,8%)	9 (1,0%)

- Embryonné: Stade un peu plus résistant du développement embryonnaire susceptible de subir un choc au tout début de la période de fonte printanière.

- Alevins vésiculés: Stade de développement très sensible aux conditions du milieu (Daye et Garside, 1977; McKim, 1977) qui coïncide normalement avec la période de crue des eaux, au cours de laquelle se produirait entre 33 et 77% de l'exportation annuelle, hors du bassin, des ions hydrogènes (Jeffries et coll., 1979).

Aluminium: L'expérimentation avec de l'eau traitée à l'aluminium a permis de déceler une bio-accumulation variant selon le stade de développement:

- Oeufs post-fertilisés: Dissous dans une eau acide inorganique (sans ligand), l'aluminium se concentre rapidement chez les oeufs post-fertilisés (Annexe 14) et semble se stabiliser autour de 50 et 30 µg/g (auges 6 et 7), à partir de 5-9 jours de traitement, au cours desquels il y a 181 et 59 µg Al/L dans l'eau synthétique (Figure 14-A). La présence de 10 mg/L de matière humique dans l'auge 5 réduit considérablement la bio-accumulation de l'aluminium; le facteur de bio-concentration (concentration mesurée dans l'oeuf/concentration moyenne dans l'eau; Hamelink, 1977) étant ramené à environ 56, dans cet incubateur, par rapport à plus de 200 dans les groupes expérimentaux (Figure 15). Notons, par ailleurs, que les teneurs d'aluminium de l'eau synthétique dépassent le seuil de solubilité de ce métal (20 µg/l à pH 5,5; P.G.C. Campbell, comm. pers). Les facteurs de bio-concentration de l'aluminium monomère sont par conséquent sous-estimés.

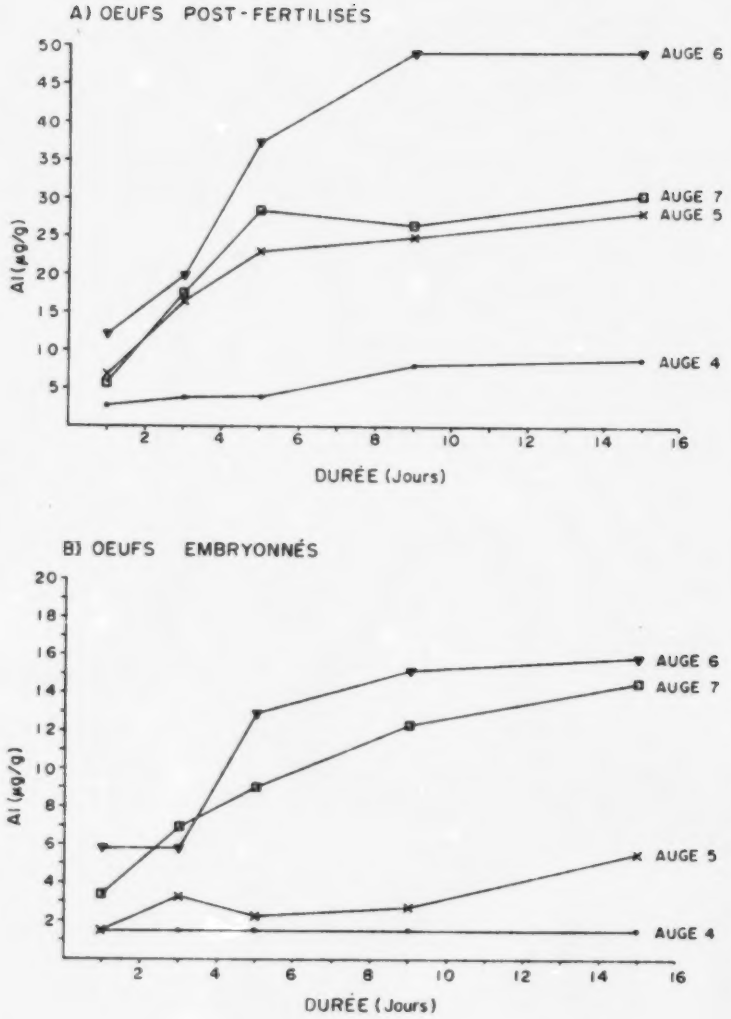
- Oeufs embryonnés: Dans l'ensemble, l'accumulation de l'aluminium à ce stade du développement embryonnaire apparaît plus réduite, si on considère les concentrations mesurées (Annexe 15) dans le tissu biologique (concentration maximale de 13,9 µg/g chez les groupes expérimentaux). Ainsi, aux concentrations de traitement supérieures à 200 µg Al/L (auges 5 et 6), les facteurs de bio-concentration se situent à 20 et 66 respectivement, avec et sans présence d'agent complexant (Figure 15), alors qu'aux concentrations inorganiques inférieures à 100 µg Al/L (auge 7), les teneurs en aluminium sont relativement plus élevées dans le tissu biologique (14,3 µg/g après 15 jours) (Annexe 15).

- Alevins vésiculés: L'incubation des alevins vésiculés, aux diverses concentrations d'aluminium, n'a pas permis de mettre en évidence une accumulation significative de ce métal, dans le tissu biologique global. De façon générale, les teneurs en aluminium se situent, au cours des 15 jours de traitement, en deçà de la limite de détection de 2 µg/g (Annexe 16).

Manganèse: Au cours des trois phases expérimentales, le traitement de l'eau au manganèse n'a pas permis de mettre en évidence une accumulation de ce métal dans le tissu biologique. Nous avons cependant noté de faibles concentrations de ce métal dans les oeufs post-fertilisés et embryonnés; les concentrations obtenues (Annexes 14 et 15) se situent près de la limite de détection (1 µg/g). En ce qui concerne les alevins vésiculés, leur contenu en manganèse demeure inférieur au seuil de détection.

PROBLÉMATIQUE ÉCOTOXICOLOGIQUE LOCALE

Les données recueillies lors de l'étude de mortalité et de bio-accumulation en laboratoire permettent d'établir que l'abaissement des valeurs de pH à près de 5,7 unités, durant une courte période (15 jours), n'influence pas de façon significative le taux de mortalité des oeufs de saumon post-fertilisés (Phase I)



AUGE NO	H_2O INCUBATION
5	510 ± 13 µg Al/L (avec LIGAND)
6	181 ± 60 µg Al/L
7	59 ± 11 µg Al/L
4	23 ± 15 µg Al/L (Témoin acide)

AUGE NO	H_2O INCUBATION
5	278 ± 48 µg Al/L (avec LIGAND)
6	239 ± 53 µg Al/L
7	65 ± 23 µg Al/L
4	<6 µg Al/L (Témoin acide)

Figure 14. Contenu en aluminium (µg/g, poids humide) dosé chez les oeufs post-fertilisés et embryonnés de saumon durant l'incubation de 15 jours sous conditions acides (pH: 5,7).

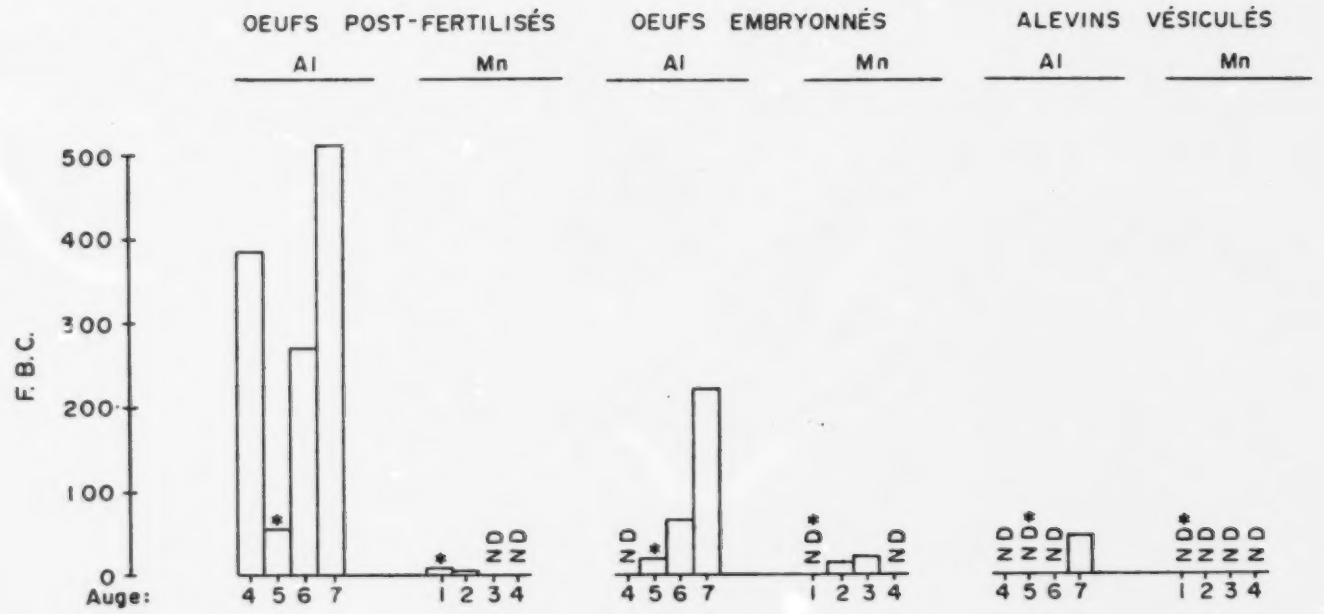


Figure 15. Facteurs de bioconcentration (FBC) évalués au jour 15 de l'incubation expérimentale à différentes concentrations d'aluminium et de manganèse, avec (*) et sans agent complexant (ND: non détectable).

et embryonnés (Phase II). En effet, le pourcentage de mortalité cumulative obtenu en laboratoire chez le groupe témoin "acide" (auge 4) se situe en deçà de 2% (Tableau 16); ce qui correspond d'ailleurs aux valeurs obtenues dans l'auge 5, alimentée à même les eaux de surface de la rivière Cassette (Figure 12). Les conditions expérimentales d'incubation ne semblent pas avoir occasionné un retard dans l'éclosion des oeufs, tel que constaté par Peterson et coll. (1980) après un traitement acide. Ceci pourrait être attribuable, d'une part, à la durée de l'incubation toxique nettement insuffisante pour induire une inhibition de l'enzyme d'éclosion (chorionase) et, d'autre part, aux valeurs de pH vraisemblablement trop élevées pour occasionner un retard dans l'hydrolyse de la capsule chorionaire. À ce sujet, Peterson et coll. (1980) mentionnent que ce n'est qu'à pH 5,2 qu'une réduction de 10% de l'activité de la chorionase se fait sentir.

La contamination expérimentale de l'eau synthétique avec de l'aluminium et du manganèse, en concentrations sous-létales (< 300 µg/L), associée à des conditions acides (pH 5,7, eau très douce), révèle que l'aluminium s'accumule plus rapidement et de façon nettement plus significative que le manganèse. Ceci est particulièrement évident chez les oeufs au stade de post-fertilisation (Figure 14). En effet, après 15 jours, les facteurs de bio-concentration atteignent plus de 200 pour l'aluminium, alors qu'ils demeurent inférieurs à 20 pour le manganèse. Précisons cependant, en ce qui concerne le manganèse, que les limites de détections analytiques, de même que la durée d'incubation, ont pu masquer le comportement de ce métal. Par ailleurs, très peu d'aluminium et de manganèse furent décelés dans les alevins vésiculés et ce, quelles que soient les conditions de traitement.

Les résultats obtenus lors des différentes conditions d'incubation indiquent que le processus d'accumulation de l'aluminium dans les oeufs de saumon est assujetti à certains facteurs d'origine abiotique et biotique.

Facteur abiotique

La présence d'agent complexant (matière humique ou Na_2-EDTA) atténue le processus d'incorporation de l'aluminium. L'accumulation de l'aluminium est également influencée par la concentration d'exposition. Ainsi, les teneurs de ce métal dans les oeufs seraient proportionnelles à la concentration initialement retrouvée dans le milieu (lors de l'implantation), ce qui pourrait expliquer l'atteinte relativement rapide d'un état d'équilibre (Figure 12) et les très faibles variations temporelles de ce paramètre remarquées au cours de l'incubation *in situ* (Tableau 15).

Facteur biotique

Les trois phases expérimentales réalisées en laboratoire ont permis de mettre en évidence que l'étape du développement embryonnaire exerce une influence sur le processus d'accumulation de l'aluminium. Dosé dans le tissu biologique global, ce métal est préférentiellement accumulé comme suit: oeufs post-fertilisés > oeufs embryonnés > alevins vésiculés; ceci correspond au gradient obtenu avec le cadmium chez *Salmo salar* (Rombough et Garside, 1982) et avec le manganèse chez les oeufs de *Oryzios latipes* (Michibata et Hori, 1979). Rombough et Garside (1982) ajoutent également que les teneurs en cadmium dans les alevins de saumon qui viennent d'éclore sont beaucoup plus faibles que celles des oeufs, bien qu'elles leur soient directement proportionnelles.

Il est donc possible que l'aluminium et le manganèse dosés dans les oeufs étaient liés au chorion et peu à l'embryon. Toutefois, la limite de détection de ces métaux était certainement insuffisante (2 µg/g pour Al, 1 µg/g

pour Mn), pour mettre en évidence, si tel était le cas, un phénomène de bio-accumulation chez les alevins vésiculés.

À l'examen des résultats apportés par les incubations expérimentales réalisées à l'exutoire du bassin expérimental (rivière Cassette), il apparaît que la mortalité cumulative, principalement d'origine abiotique, observée dans l'auge 5, se situe en deçà de 3% pour toute la période d'incubation. Bien que ce taux de mortalité soit relativement faible, nous avons cependant pu mettre en évidence l'existence d'une corrélation négative (statistiquement significative) entre les mortalités instantanées et les descripteurs associés à la minéralisation des eaux et à la présence de matière organique (Tableau 14). On a également constaté une corrélation, cette fois-ci positive ($p < 0,05$) avec les teneurs en aluminium mesurées dans les eaux de surface. En ce qui concerne le pH et le manganèse, aucun lien ne semble exister entre ces paramètres physico-chimiques et les faibles mortalités observées. Mentionnons toutefois que le pH s'est toujours situé au-dessus de 6,0 unités, sur la rivière Cassette (moyenne de 6,4), ce qui est relativement trop élevé pour induire un effet nocif chez les oeufs, si on se fie aux données présentées dans la documentation scientifique.

Ces observations semblent tout à fait en accord avec les résultats d'autres chercheurs qui ont établi que:

- la résistance des salmonidés s'accroît avec une augmentation de la conductivité et la teneur en calcium du milieu (Brown, 1982; Brown et Lyman, 1981; SNSF, 1980) et, par conséquent, avec une augmentation de l'alcalinité et du carbone inorganique, paramètres qui sont intimement liés dans leur comportement;
- la présence de matière organique dans l'eau (acides humique et fulvique) tend à diminuer la toxicité de certains métaux, dont l'aluminium, qui revient alors adsorbé sur des particules en suspension et complexé chimiquement à de la matière organique (Baker et Schofield, 1980, 1982; Van Coillie et al. 1983).

D'après une étude complémentaire réalisée par Campbell et coll. (1984) sur la rivière Cassette, il appert que l'aluminium organique s'avère la forme prédominante de ce métal au cours de la période de fonte printanière (Figure 16). Ces auteurs mentionnent également que le pic de concentration en aluminium total (176 µg/L obtenu le 9 mai) semble correspondre à un apport accru des sédiments en suspension (Al particulaire) imputable à l'érosion plutôt qu'à une mobilisation géochimique de l'aluminium dissous. En ce qui concerne l'aluminium inorganique monomère (qui correspond à l'aluminium dialysable et extractible), c'est la forme anionique $Al(OH)_4^-$ qui prédomine nettement sur le dihydroxy-complexe, $Al(OH)_2^+$. Quant au sulfato-complexe, $AlSO_4^-$ et aux fluoro-complexes, AlF^{+2}, on les retrouve en très faibles proportions. Il en est de même pour l'aquo-complexe, $Al(H_2O)_n^{+3}$ et pour l'hydroxo-complexe, $AlOH^{+2}$ (Campbell et coll., 1984). Les teneurs calculées pour l'aluminium inorganique monomère (moyenne: 7 µg/L; maximum: 13 µg/L), à l'embouchure de la rivière Cassette, se situent nettement en deçà des concentrations reconnues comme étant toxiques pour les salmonidés.

Il en est de même pour les concentrations mesurées d'aluminium dissous, au cours de la période d'incubation, les valeurs moyennes étant respectivement plus petites que 70 et 72 µg/L, pour les rivières Cassette et des Escoumins. Ces teneurs se situent en deçà des valeurs de 128-203 µg/L Al inorganique qui, selon Van Coillie et coll. (1983), provoquent une toxicité létale chez les alevins de salmonidés en eaux oligotrophes (pH 5,3).

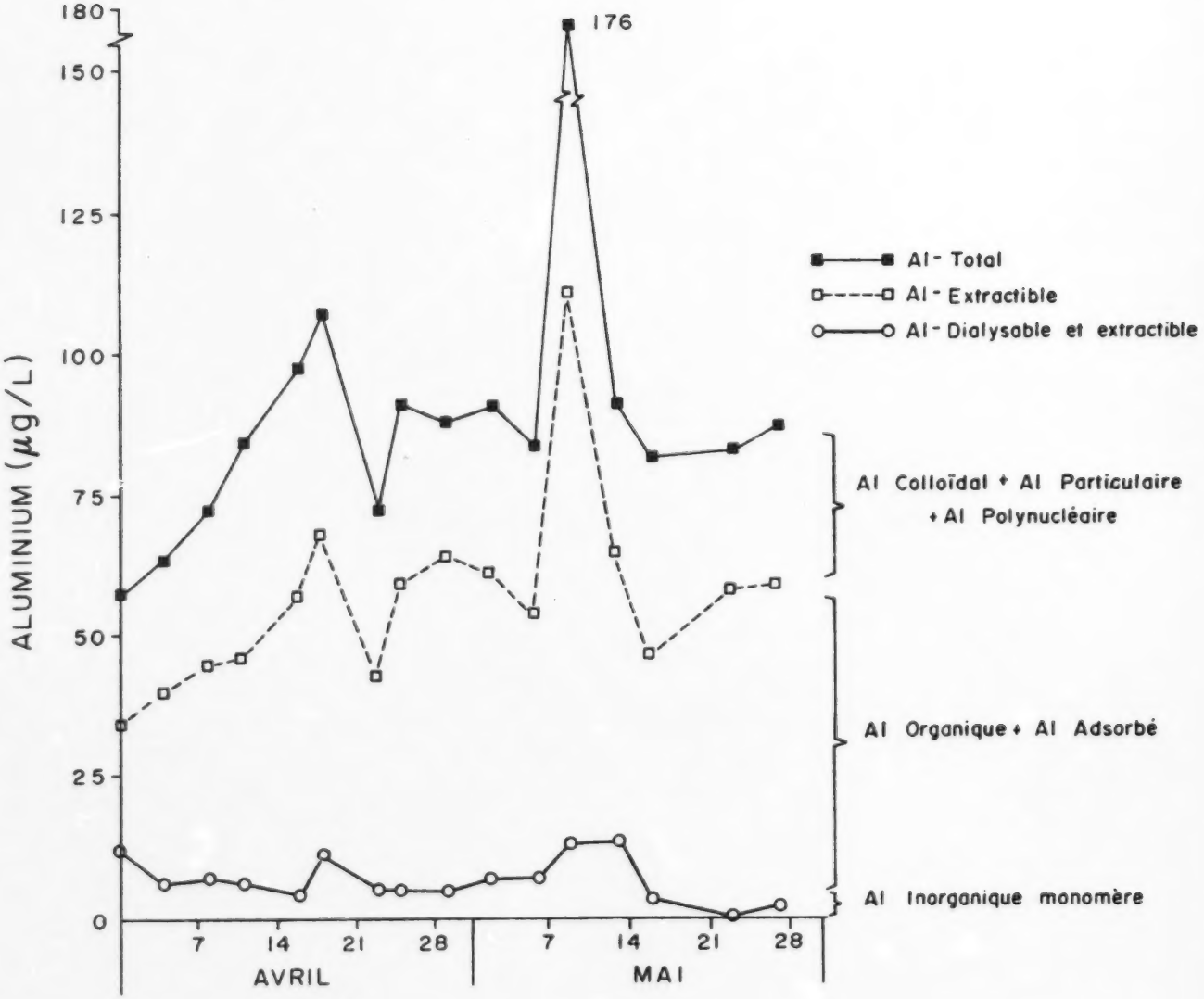


Figure 16. Évolution temporelle de la spéciation de l'aluminium dans les eaux de surface de la rivière Cassette (station C-1, printemps 1984). (Adapté de Campbell et coll., 1984).

En ce qui concerne la spéciation du manganèse dans le milieu aquatique à l'étude, elle s'avère également déterminante pour sa toxicité, comme c'est le cas pour l'aluminium. À ce titre, bien qu'elle n'ait pas été analysée pour les cours d'eau à l'étude, elle mérite cependant d'être précisée à partir des données connues à ce sujet. Le manganèse existe sous forme précipitée, organique et minérale, sa toxicité étant surtout reliée à la forme minérale dissoute, laquelle est amplifiée à des pH inférieurs à 6,0 (Almer et coll., 1978). Ses seuils de toxicité létaux pour les salmonidés se situent au-delà de 100 µg/L (EPA, 1973), soit plus précisément entre 100 et 150 µg Mn/L à pH 6,0-7,0 (Alabaster et Lloyd, 1980).

Comme on a pu le constater antérieurement, ces concentrations sont loin d'être atteintes dans les eaux des rivières Cassette et des Escoumins (Tableau 13), leurs valeurs moyennes se situant d'ailleurs en deçà de la limite de 20 µg Mn/L proposée par McNeely et coll. (1980) pour la protection des biocénoses aquatiques.

On peut donc penser que les valeurs observées au cours de la période d'incubation, aussi bien pour le manganèse que pour l'aluminium, ne sont pas actuellement dangereuses pour les salmonidés qui y vivent, et ceci d'autant plus que c'est surtout la forme organique de ces métaux qui prédomine.

On doit cependant être conscient qu'il existe des différences assez considérables entre les conditions obtenues dans l'eau interstitielle par rapport à l'eau de surface. Gunn et Keller (1984) mentionnent, à ce sujet, que le pH dans le substrat est normalement plus bas, sur une base annuelle, que celui que l'on retrouve dans les eaux de surface. Cependant, au cours d'épisodes acides, le pH interstitiel serait considérablement plus élevé que dans l'eau ambiante. Les concentrations d'aluminium inorganique seraient également plus élevées dans les eaux interstitielles (22-42%) que dans l'eau de surface (9-14%) (Gunn et Keller, 1984), ce qui indiquerait que les alevins vésiculés enfouis dans le gravier pourraient être soumis à des effets plus toxiques que ceux exposés dans un incubateur alimenté par les eaux de surface. Les conditions chimiques potentiellement plus toxiques dans l'eau interstitielle, observées par Gunn et Keller (1984), pourraient expliquer en partie les différences entre les résultats de divers bio-essais rapportés dans la documentation scientifique et la réponse des populations naturelles de saumons à l'acidification.

Grande et coll. (1978) précisent, à ce sujet, que le saumon serait une des espèces de salmonidés les plus vulnérables, une diminution de la viabilité ayant été observée à pH 5,3. Dans ce contexte, il existe probablement une limite inférieure de reproduction au-delà de laquelle la pérennité de l'espèce n'est plus assurée. En utilisant un modèle mathématique ajusté pour les données recueillies en milieu naturel pour l'omble de fontaine, Jensen (1971) a démontré qu'une augmentation d'à peine 5% du niveau de la mortalité chez les oeufs et alevins pourrait être suffisamment élevée pour induire une diminution substantielle de la production annuelle. Selon le même auteur, une mortalité de 50% serait suffisante pour amener l'extinction de la population en deça de quelques générations. En ce qui concerne le saumon atlantique, ce processus pourrait se faire sur une plus longue période, étant donné une durée de maturation et une longévité relativement plus élevées pour cette espèce anadrome.

CONCLUSION

Au plan hydrométéorologique, physico-chimique et biologique, l'étude réalisée au cours de l'année hydrologique 1983-1984, sur deux sous-bassins de la rivière Cassette, de même que sur le cours d'eau principal de la rivière des Escoumins, a mis en évidence plusieurs éléments qui peuvent être résumés comme suit:

CARACTÉRISTIQUES GÉNÉRALES DES PRÉCIPITATIONS ET DES EAUX DE SURFACE (RIVIÈRE CASSETTE ET DES ESCOUMINS)

- Les teneurs mesurées dans les précipitations incidentes pour les sulfates (2,9 à 131,2 µéq/L) ainsi que les valeurs obtenues pour le pH (3,7 à 5,0) permettent de confirmer que le territoire à l'étude est soumis aux précipitations acides;

- Dans les eaux de surface, le calcium représente respectivement, pour les rivières Cassette et des Escoumins, 65 et 59% de la somme des cations, alors que les bicarbonates expriment respectivement, pour les mêmes cours d'eau, 61 et 55% de la somme des anions. Sur la rivière Cassette, le rapport HCO_3^-/SO_4^{-2} est plus élevé que sur la rivière des Escoumins (2,2 par rapport à 1,8), ce qui indique que les sulfates jouent un rôle moins important que les bicarbonates dans la composition physico-chimique des eaux de surface du bassin à l'étude;

- Les valeurs de pH sont relativement constantes pour les rivières Cassette et des Escoumins (6,4 et 6,3 en moyenne), la valeur la plus faible ayant été observée au cours du printemps sur la rivière des Escoumins (pH: 5,6);

- Parmi les métaux traces, ceux qui présentent les teneurs moyennes les plus élevées sont, pour les rivières Cassette et des Escoumins, le fer (121 et 109 µg/L), l'aluminium (71 et 72 µg/L) et le manganèse (10 et 7 µg/L).

ÉVOLUTION TEMPORELLE DES EAUX DE SURFACE (RIVIÈRE CASSETTE)

- À l'examen des fluctuations saisonnières, on remarque respectivement, au cours de l'hiver et du printemps, une augmentation et une diminution dans les concentrations des principaux paramètres associés à la minéralisation des eaux (conductivité, alcalinité, C inorganique, Ca^{+2}, Mg^{+2}, Na^+, K^+) alors que d'autres descripteurs (C organique, turbidité, couleur, SO_4^{-2}, Al) voient leurs teneurs augmenter au cours du printemps et diminuer au cours de la saison automnale;

- Durant toute la phase ascendante de l'hydrogramme de crue printanière (4 avril au 9 mai), il y a eu une diminution importante des bicarbonates (de 168 à 27 µéq/L), ce qui indique que la capacité de neutralisation du bassin de la rivière Cassette est à peine suffisante, au printemps, lorsque les apports d'eaux de fonte et de pluies sont mis à contribution;

- L'évolution temporelle des sulfates diffère de celle observée pour le calcium, les bicarbonates et le pH. En effet, c'est au tout début de la fonte (du 11 au 16 avril) que le maximum fut atteint (75 µéq/L). Par la suite, les teneurs ont diminué graduellement jusqu'au début de mai, pour se stabiliser autour de 50 µéq/L.

BILAN HYDROCHIMIQUE (RIVIÈRE CASSETTE)

- Pour l'année hydrologique 1983-1984, les retombées atmosphériques humides pour l'ensemble des éléments se situent à 29 kg/ha dont 17 kg/ha sont attribuables aux sulfates;

- La charge exportée à l'exutoire du bassin est trois fois plus élevée que les apports atmosphériques, le calcium, les sulfates et les bicarbonates représentant 86% de cette masse chimique;

- L'étude du bilan hydrochimique de la rivière Cassette a permis une classification des ions majeurs selon trois catégories:

  - les substances dont l'apport atmosphérique est plus grand que la masse exportée (H^+, NO_3^-, NH_4^+,

  - celles dont l'apport atmosphérique est approximativement égal à la masse exportée (Cl^-, SO_4^{-2}),

  - et les substances dont l'apport atmosphérique est beaucoup plus faible que la masse exportée à l'exutoire (Ca^{+2}, Mg^{+2}, Na^+, K^+, HCO_3^-);

- L'étude de la variation saisonnière des charges exportées à l'exutoire du bassin de la rivière Cassette montre que la crue printanière favorise la libération d'une quantité appréciable de nitrates (69% de la charge annuelle), mais que cette charge libérée est inférieure à la charge atmosphérique accumulée au cours de l'hiver et du printemps. En ce qui concerne les sulfates, la charge exportée au cours du printemps devient plus de deux fois plus élevée que l'apport atmosphérique, ce qui suppose que la charge exportée comprend une quantité appréciable de sulfates qui se seraient accumulés dans les sols au cours de l'été et de l'automne précédents. À cet égard, l'importance de cette contribution édaphique, par rapport à celle du manteau nival, mériterait d'être examinée plus à fond.

ÉVALUATION ÉCOTOXICOLOGIQUE

Bio-essais en laboratoire

- Les conditions expérimentales (pH 5,7, 100 et 300 µg Al et Mn/L) n'ont pas suffi, sur une période de 15 jours, à induire une toxicité chez les oeufs et alevins vésiculés de saumon atlantique. À cet égard, les mortalités cumulatives n'ont en aucun temps, et ceci pour toutes les conditions expérimentales, dépassé 7%;

- L'aluminium s'accumule chez les oeufs, tandis que le phénomène n'a pu être détecté pour le manganèse;

- L'accumulation de l'aluminium chez les jeunes stades du saumon est influencée par certains facteurs tels la présence de matière organique ou de Na_2-EDTA. L'aluminium est préférentiellement accumulé comme suit: oeufs post-fertilisés > oeufs embryonnés > alevins vésiculés.

Bio-essais in situ

- En éliminant, grâce au dispositif d'incubation semi-naturel (auges d'incubation - rivière Cassette), une bonne partie du bruit de fond attribuable à la composante biotique de mortalité, nous avons pu faire ressortir que la mortalité d'origine abiotique (principalement attribuable à la physico-chimie de l'eau) se situe à 3% pour toute la période d'incubation (200 jours). Quant à la mortalité cumulative totale (biotique et abiotique), elle a été évaluée à 8% chez le

groupe témoin. Notons qu'en milieu naturel, ce taux pourrait s'avérer plus élevé, dépendamment de l'importance de certains facteurs liés aux conditions interstitielles d'incubation (granulométrie, perméabilité du substrat, prédation, etc.);

- L'analyse statistique sommaire effectuée à l'aide du coefficient de corrélation de Spearman a permis de faire ressortir que les mortalités instantanées, principalement d'origine abiotique, sont corrélées positivement avec les teneurs d'aluminium dissous dans les eaux de surface, et négativement avec les descripteurs associés à la minéralisation des eaux et à la présence de fer;

- Les concentrations tissulaires d'aluminium et de manganèse, dans les oeufs de saumons, sont relativement constantes dans le temps et ne montrent aucune tendance à la bio-accumulation. Les valeurs observées chez les oeufs et alevins (moyenne: ~ 5 µg/g pour Al et Mn) sont relativement près du seuil de détection.

CONCLUSION GÉNÉRALE

En définitive, la présente étude a permis de parfaire nos connaissances concernant la dynamique hydrochimique d'un bassin versant soumis à des apports atmosphériques acides. Cette recherche nous a également fourni l'opportunité d'améliorer notre compréhension des processus associés à la bio-accumulation écotoxicologique de l'aluminium et du manganèse, chez les oeufs et alevins de saumon atlantique, permettant ainsi d'établir un diagnostic provisoire de l'effet local des retombées acides sur cette ressource salmonicole.

Les mortalités cumulatives observées chez les oeufs et les alevins sont faibles et surtout d'origine biotique. Quoique minime, la composante abiotique a pu cependant être corrélée aux conditions physico-chimiques qui prévalurent, en cours d'expérimentation, sur la rivière Cassette.

En ce qui concerne la bio-accumulation de l'aluminium et du manganèse, si elle n'est pas significative en milieu naturel, les expériences complémentaires de laboratoire révèlent, quant à elles, une accumulation de l'aluminium, surtout au stade de post-fertilisation des oeufs lorsqu'ils sont soumis à des conditions légèrement acides, en absence de ligands organiques.

À la lumière de ces observations, les conditions physico-chimiques qui ont prévalu, durant la période d'incubation sur les rivières Cassette et des Escoumins, ne sembleraient pas compromettre actuellement le recrutement du saumon atlantique au niveau des portions inférieures des cours d'eau en cause. Cependant, la baisse importante d'alcalinité observée sur la rivière Cassette du 4 avril au 9 mai 1984 laisse présager une possibilité de baisse importante de pH qui pourrait éventuellement être occasionné par un ensemble de conditions environnementales printanières plus critiques que celles rencontrées au cours de la période d'étude.

REMERCIEMENTS

Les auteurs tiennent à remercier messieurs Raymond Van Coillie (Environnement Canada), Pierre G.C. Campbell (INRS-Eau), Jacques Talbot (MLCP), Gordon Walsh et André Ahern (Pêches et Océans) pour la révision du manuscrit ainsi que pour les conseils judicieux apportés lors de la réalisation de cette étude.

Notre gratitude s'adresse aussi à messieurs Daniel Dussault et Philippe Schwab de la firme Gilles Shooner et associés inc. qui ont procédé aux travaux d'échantillonnage avec un très haut niveau d'efficacité. Notre témoignage de reconnaissance s'adresse également à messieurs Claude Theilen, Yves Roy et Robert Boutin qui ont réalisé les bio-essais aux laboratoires d'Éco-Recherches (Canada) inc.

Monsieur René Bougie de l'INRS-Eau et monsieur Denis Guay du ministère des Pêches et des Océans ont assuré la responsabilité des analyses de laboratoire et nous leur en savons gré. Cette étude a également été rendue possible grâce à la participation de monsieur Jacques Lacasse d'Environnement Québec et de monsieur Guy Girard d'Environnement Canada qui ont respectivement assuré le bon fonctionnement des stations limnimétriques et météorologiques.

Enfin, notre reconnaissance s'adresse à monsieur Gilles Filion, pisciculteur de Baie Saint-Paul qui a assuré la stabulation d'un lot d'oeufs servant aux expériences de laboratoire et aux employés du ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche qui ont fourni les oeufs nécessaires à l'expérimentation.

RÉFÉRENCES

Agemian, H., D.P. Sturtevant et K.D. Austen. 1980. Simultaneous acid extraction of six trace metals from fish tissue by hot-block digestion and determination by atomic-absorption spectrometry. Analyst 105: 125-130.

Alabaster, J.S. et R. Lloyd. 1980. Water quality criteria for fresh-water fish. Food and Agriculture Organization (United States), Butterworths Co. Publishers, London. 297 p.

Almer, B., W. Dickson, C. Ekstrom et E. Hornstrom. 1978. Sulfur pollution and the aquatic ecosystem, p. 271-311. Dans: Nriagu, J.O. (ed.), Sulfur in the environment. Part II: Ecological impacts. J. Wiley and Sons inc., New-York. 432 p.

Almer, B., W. Dickson, C. Ekstrom, E. Hornstrom et U. Miller. 1974. Effects of acidification on Swedish lakes. Ambio 3: 30-36.

Baker, J.P. 1982. Effects on fish of metals associated with acidification, p. 165-176. Dans: Proc. Int. Conf. on acidic precipitation and fishery impacts in northeastern North America. Ithaca, New-York. August 2-5, 1981.

Baker, J.P. et C.L. Schofield. 1980. Aluminum toxicity to fish as related to acid precipitation and Adirondack surface water quality, p. 292-293. Dans: Drablos, D. et A. Tollen (eds). Ecological impact of acid precipitation. SNSF-project. Sandefjord, Norway. 383 p.

Baker, J.P. et C.L. Schofield. 1982. Aluminum toxicity to fish in acidic waters. Water Air Soil Pollut. 18: 289-309.

Barrie, L.A. et A. Sirois. 1982. An analysis and assessment of precipitation chemistry measurements made by Canap: 1977-1980. Environnement Canada, Service de l'environnement atmosphérique. Rapport interne. 163 p.

Benson, M.A. 1962. Factors influencing the occurrence of floods in a humid region of diverse terrain. U.S. Geol. Surv. Water Supply Paper 1580-B.

Bobée, B., Y. Grimard, M. Lachance et A. Tessier. 1982. Nature et étendue de l'acidification des lacs du Québec. INRS-Eau. Rapport scientifique no 140. 243 p., 3 annexes.

Brady, N.C. 1974. The nature and properties of soils. 8th edition. Mac Millan Publishing Co., New-York. 639 p.

Brouard, D. 1984. Échantillonnage périodique de rivières à saumons de la Côte-Nord du fleuve Saint-Laurent (1982-1983). Rapport de Gilles Shooner Inc., au ministère des Pêches et des Océans. 22 p. et annexes.

Brouard, D. et M. Lachance. 1985. Les précipitations acides et la survie du saumon atlantique: Essai de modélisation sur un bassin versant de la Côte-Nord du Saint-Laurent. Rapport sectoriel 3: Qualité physico-chimique des eaux de surface et des précipitations. Rapport de Gilles Shooner et Ass. Inc., présenté au ministère des Pêches et des Océans. 90 p. et 9 annexes.

Brouard, D., M. Lachance et C. Langlois. 1983. Qualité physico-chimique printanière des eaux de surface et des précipitations dans le secteur amont de la rivière des Escoumins. Rapp. techn. can. sci. halieut. aquat. No 1228: vii + 39 p.

Brouard, D., M. Lachance, G. Shooner et R. Van Coillie. 1982. Sensibilité à l'acidification de quatre rivières à saumons de la Côte-Nord du Saint-Laurent (Québec). Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 1109F: v + 56 p.

Brouard, D., R. Lalumière et A. Boudreault. 1984. Les précipitations acides et la survie du saumon atlantique: Essai de modélisation pour un bassin versant de la Côte-Nord du Saint-Laurent. Rapport sectoriel 1: Description du bassin expérimental et caractérisation des propriétés édaphiques. Rapport de Gilles Shooner Inc., au ministère des Pêches et des Océans. 53 p. et annexes.

Brouard, D., Y. Roy, C. Theilen et D. Dussault. 1985. Les précipitations acides et la survie du saumon atlantique: Essai de modélisation pour un bassin versant de la Côte-Nord du Saint-Laurent. Rapport sectoriel 2: Évaluation écotoxicologique. Rapport de Gilles Shooner Inc., au ministère des Pêches et des Océans. 61 p. et annexes.

Brown, D.J.A. 1982. Influence of calcium on the survival of eggs and fry of brown trout (Salmo trutta) at pH 4,5. Bull. Environ. Contamin. Toxicol. 28:

Brown, D.J.A. et S. Lynam. 1981. The effect of sodium and calcium concentrations on the hatching and survival of the yolk sac fry of brown trout, Salmo trutta L. at low pH. J. Fish. Biol. 19: 205-211.

Campbell, P.G.C., R. Bougie et A. Tessier. 1984. Comportement géochimique de l'aluminium dans les eaux de la rivière Cassette (bassin de la rivière des Escoumins) au cours de la fonte printanière 1984. INRS-Eau. Rapport scientifique no 174, pour le ministère des Pêches et des Océans. 38 p.

Carrick, T.R. 1979. The effect of acid water on the hatching of salmonid eggs. J. Fish. Biol. 14: 165-172.

Cowell, D.W., A.E. Lucas et C.D.A. Rubec. 1981. Établissement d'une échelle de vulnérabilité écologique aux précipitations acides. Étude d'impact. Direction générale des terres, Environnement Canada. Document de travail no 10. 44 p.

Christophersen, N. et H.M. Seip. 1982. A model for streamwater chemistry at Birkenes, Norway. Water Resour. Res. 18: 977-996.

Cronan, C.S., W.A. Reiners, R.L. Reynolds et G.E. Lang. 1977. Forest floor leaching: Contributions from mineral, organic and carbonic acids in New Hampshire subalpine forests. Science 200: 309-311.

Daye, P.G. et E.T. Garside. 1977. Lower lethal levels of pH for embryos and alevins of Atlantic salmon (Salmo salar L.). Can. J. Zool. 55: 1504-1508.

Daye, P.G. et E.T. Garside. 1979. Development and survival of embryos and alevins of the Atlantic salmon, Salmo salar L., continuously exposed to acidic levels of pH, from fertilization. Can. J. Zool. 57: 1713-1718.

Driscoll, C.T., Jr, J.P. Baker, J.J. Bisogni, Jr. et C.L. Schofield. 1980. Aluminum speciation in dilute acidified waters and its effects on fish. Nature (London). 284: 161-164.

EPA (Environmental Protection Agency). 1973. Water quality criteria data book. Volume 5: Effects of chemical on aquatic life. Water pollution control research series. U.S. Government Printing Office, Washington, D.C. No 18050, HLA/09-73.

Ferland, M.G. et R.M. Gagnon. 1974. Climat du Québec méridional. Ministère des Richesses naturelles, Service de la météorologie. Rapport M.P.-13. 92 p.

Franconi, A., K.N.M. Sherma et A.F. Laurin. 1975. Région des rivières Betsiamites et Moisie. Ministère des richesses naturelles. Rapport géologique no 162. 49 p.

Frantsi, C. et K.G. Withey. 1972. A procedure for disinfecting Atlantic salmon (Salmo salar) eggs using a polyvinyl pyrrolidonelodine (PVP-1) solution. Res. Dev. Branch, Fisheries Service, Environment Canada. Progress Report no 6. 8 p.

From, P.O. 1980. A review of some physiological and toxicological responses of freshwater fish to acid stress. Env. Biol. Fish. 5: 79-93.

Galloway, J.N. et D.M. Whelpdale. 1980. An atmospheric sulphur budget for eastern North America. Atmos. Environ. 14: 409-417.

Grande, M., I.P. Muniz et S. Anderson. 1978. Relative tolerance of some salmonids to acid waters. Verh. Internat. Verein. Limnol. 20: 2076-2084.

Grimard, Y. 1984. Réseau d'échantillonnage des précipitations du Québec: Sommaire des données de la qualité des eaux de précipitations 1981-1982-1983. Ministère de l'Environnement du Québec, Service de la qualité des eaux. Rapport PA-11. 163 p.

Gunn, J.M. et W. Keller. 1980. Enhancement of the survival of rainbow trout (Salmo gairdneri) eggs and fry in an acid lake through incubation in limestone. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 1522-1530.

Gunn, J.M. et W. Keller. 1981. Emergence and survival of lake trout (Salvelinus namaycush) and brook trout (S. fontinalis) from artificial substrate in an acidic lake. Ontario Fish. Tech. Rep. 1. K.H. Loftus, ed. 9 p.

Gunn, J.M. et W. Keller. 1984. Spawning site water chemistry and lake trout (Salvelinus namaycush) sac fry survival during spring snowmelt. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41: 319-329.

Haines, T.A. 1981. Acidic precipitation and its consequences for aquatic ecosystems: A review. Trans. Amer. Fish. Soc. 110: 669-707.

Hamelink, J.L. 1977. Current bioconcentration tests methods and theory, p. 149-161. Dans: Mayer, F.L. et J.L. Hamelink (eds). Aquatic toxicology and hazard evaluation. American Society for Testing Materials. ASTM STP 634.

Harvey, H.H., R.C. Pierce, P.J. Dillon, J.R. Kramer et D.M. Whelpdale. 1981. Acidification in the Canadian aquatic environment: Scientific criteria for assessing the effects of acidic deposition on aquatic ecosystems. National Research Council of Canada. NRCC no 18475. 369 p.

Hendershot, W.H., H. Lalande et A. Dufresne. 1984. Aluminum speciation and movement in three small watersheds in the southern Laurentians. Water Poll. Res. J. Canada. 19: 11-26.

Hobbs, D.F. 1948. Trout fisheries in New Zealand, their development and management. New Zealand Marine Dept. Fish. Bull. 9. 175 p.

Jeffries, D.S., C.M. Cox et P.J. Dillon. 1979. Depression of pH in lakes and streams in central Ontario during snowmelt. J. Fish. Res. Bd. Canada 36: 640-646.

Jensen, A.L. 1971. The effect of increased mortality on the young in a population of brook trout, a theorical analysis. Trans. Amer. Fish. Soc. 100: 456-459.

Jensen, K.W. et E. Snekvik. 1972. Low pH levels wipe out salmon and trout populations in southern Norway. Ambio 1: 223-225.

Johannessen, M., A. Skartvelt et R.F. Wright. 1980. Streamwater chemistry before, during and after snowmelt, p. 224-225. Dans: Drabios, D., et A. Tollan (eds). Ecological impact of acid precipitation. SNSF-project.

Johnson, D.W. et D.W. Cole. 1980. Anion mobility in soils: Relevance to nutrient transport from terrestrial ecosystems. Environ. Int. 3: 79-90.

Johnson, N.C., R.C. Reynolds et G.E. Likens. 1972. Atmospheric sulfur: its effect on the chemical weathering of New England. Science 177: 514-515.

Jones, H.G., W. Sochanska, J.M. Gauthier, R. Bougie et J.Y. Charette. 1984. Développement d'une méthodologie d'étude sur les facteurs contrôlant la qualité des

eaux de fonte et des eaux de ruissellement printanier au lac Laflamme, Québec. INRS-Eau. Rapport scientifique no 165. 145 p.

Kendall, M.G. 1962. Rank correlation methods. 3e ed. Chas. Griffin, London. 243 p.

Kramer, J.R. 1980. Precise determination of low alcalinities using the modified Gran analysis. Environmental Geochemistry Report no 1980/1. McMaster University, Hamilton, Ontario.

Kwain, W. 1975. Effects of temperature on development and survival of rainbow trout, Salmo gairdneri, in acid waters. J. Fish. Res. Bd. Can. 32: 493-497.

Lachance, M., B. Bobbée et Y. Grimard. 1985. Sensitivity of southern Québec lakes to acidic precipitation. Water Air Soil. Pollut. 25: 115-132.

Lachance, M., D. Brouard, R. Van Coillie et J.D. Dutil. 1983. Composition chimique des eaux de la rivière Sainte-Marguerite en période de fonte. Water Pollut. Res. J. Canada. 18: 85-102.

Lacroix, G.L. 1980. The reproductive environment of landlocked Atlantic salmon (Salmo salar L.). Thèse de doctorat. Université du Nouveau-Brunswick, Fredericton, N.B. 326 p.

Lacroix, G.L. 1985. Survival of eggs and alevins of Atlantic salmon (Salmo salar) in relation to the chemistry of interstitial water in redds in some acidic streams of Atlantic Canada. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42: 292-299.

Leclerc, J., Y.C. Chagnon, C. Langlois et P. Duiude. 1984. Influence de l'acidification sur la survie et le développement des oeufs et des alevins vésiculés d'omble de fontaine Salvelinus fontinalis (Mitchill) dans la région de Charlevoix (Québec). Rapp. techn. can. sci. halieut. aquat. 1343: ix + 56 p.

Leivested, H. et I.P. Muniz. 1976. Fish kill at low pH in a Norvegian river. Nature 259: 391-392.

Likens, G.E., F.H. Bormann, R.S. Pierce, J.S. Eaton et N.M. Johnson. 1977. Biogeochemistry of a Forested Ecosystem. Springer-Verlag, New York. 146 p.

Linsley, R.K., J.L. Paulhus et M.A. Kohler. 1949. Applied hydrology. McGraw-Hill. 689 p.

Lloyd, R. et D.H.M. Jorden. 1964. Some factors affecting the resistance of rainbow trout (Salmo gairdneri Richardson) to acid waters. Int. J. Air. Wat. Poll. 8: 394-403.

McKim, J.M. 1977. Evaluation of tests with early life stages of fish for predicting long term toxicity. J. Fish. Res. Bd. Can. 34: 1148-1154.

McNeily, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Environnement Canada, Direction générale des eaux extérieures. Rapport interne. 79 p.

McWilliams, P.G. et W.T.W. Potts. 1978. The effects of pH and calcium concentration on gills potentials in the brown trout (Salmo trutta). J. Comp. Physiol. 126: 277-286.

Michibata, H. et R. Hori. 1979. The accumulation of manganese from the environmental mediums by eggs of Oryzias latipes. J. Coll. Physiol. 98: 241-244.

NCASI (National Council of the Paper Industry for Air and Stream Improvement). 1983. Field study program elements to assess the sensitivity of soils to acidic deposition induced alterations in forest productivity. Bulletin no 404. 35 p. et annexes.

Papineau, M. 1983. Le bassin du lac Laflamme: Caractérisation physico-chimique du lac et établissement du bilan ionique en relation avec le transport à grande distance des polluants atmosphériques. Environnement Canada, DGEI-Q. Rapport interne. 95 p.

Peltier, W. 1978. Methods for measuring the acute toxicity to aquatic organisms. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Cincinnati, Ohio. EPA-600/4-78-012. 52 p.

Peterson, R.H., P.G. Daye et J.L. Metcalfe. 1980. Inhibition of Atlantic salmon (Salmo salar) hatching at low pH. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 770-774.

Rombough, P.J. et E.T. Garside. 1982. Cadmium toxicity and accumulation in eggs and alevins of Atlantic salmon Salmo salar. Can. J. Zool. 60: 2006-2014.

Schofield, C.L. 1976. Acid precipitation: Effects on fish. Ambio 5: 228-230.

Siegel, S. 1956. Nonparametric statistics for the behavioral sciences. McGraw-Hill, New-York, N.Y. 312 p.

Singh, B.R. 1980. Effects of acid precipitation on soil and forest. 3. Sulfate sorption by acid forest soils, p. 194-195. Dans: Drablos, D. et A. Tollan (eds). Ecological impact of acid precipitation. SNSF-project. Sandefjord, Norway, 383 p.

Scott, W.B. et E.J. Crossman. 1974. Poissons d'eau douce du Canada. Ministère de l'Environnement, Service des pêches et des sciences de la mer. Bulletin 184 de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada. 1 026 p.

SNSF-project. 1980. Acid precipitation: Effects on forest and fish. Final report of the SNSF-project, 1972-1980. Overrein, L.N., H.M. Seip et A. Tollan (eds). Sandefjord, Norway. RR19/80. 175 p.

Turgeon, Y. 1982. Chlore: Cahier d'information numéro 3-88-4011 (82-12). Service de l'aquaculture, Direction générale de la faune, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche. 8 p.

Van Coillie, R., C. Theilen, P.G.C. Campbell et Y. Vigneault. 1983. Effets toxiques de l'aluminium chez les salmonidés en relation avec des conditions physico-chimiques acides. Rapp. techn. can. sci. halieut. aquat. 1237: ix + 88 p.

Volgt, G.K. 1980. Acid precipitation and soil buffering capacity, p. 53-57. Dans: Drablos, D. et A. Tollan (eds). Ecological impact of acid precipitation. SNSF-project. Sandefjord, Norway. 383 p.

Warner, K. 1963. Natural spawning success of landlocked salmon, Salmo salar. Trans. Amer. Fish. Soc. 92: 161-164.

Watt, W.D. 1981. Present and potential effects of acid precipitation on the Atlantic salmon in eastern Canada. Proc. Int. Conf. on Acid Rain and the Atlantic Salmon. International Atlantic Salmon Foundation. Special publication 10: 39-45.

Watt, W.D., C.D. Scott et W.J. White. 1983. Evidence of acidification of some Nova Scotian rivers and its impact on Atlantic salmon, Salmo salar. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40: 462-473.

ANNEXES

ANNEXE 1

Méthodologie utilisée pour l'analyse des précipitations au laboratoire du ministère des Pêches et des Océans (Québec)

PARAMÈTRE	MÉTHODE	TYPE D'APPAREIL	LIMITE DE DÉTECTION
pH	Électrométrie	pH-mètre Fisher Accumet 525 Calibré avec H_2SO_4 à pH 4	0,01 unité
Conductivité	Électrométrie	Radiometer Copenhagen CDM 83	0,1 µS/cm
Nitrates	Chromatographie ionique	Chromatographe Dionex 2120 1	0,01 mg/L
Chlorures	Chromatographie ionique	Chromatographe Dionex 2120 1	0,01 mg/L
Sulfates	Chromatographie ionique	Chromatographe Dionex 2120 1	0,01 mg/L
Azote ammoniacal	Chromatographie ionique	Chromatographe Dionex 2120 1	0,02 mg/L
Sodium	Chromatographie ionique	Chromatographe Dionex 2120 1	0,01 mg/L
Potassium	Chromatographie ionique	Chromatographe Dionex 2120 1	0,03 mg/L
Calcium	Chromatographie ionique	Chromatographe Dionex 2120 1	0,01 mg/L
Magnésium	Chromatographie ionique	Chromatographe Dionex 2120 1	0,01 mg/L

ANNEXE 2

Méthodologie utilisée pour l'analyse des eaux de surface, au laboratoire de l'INRS-Eau (Sainte-Foy)

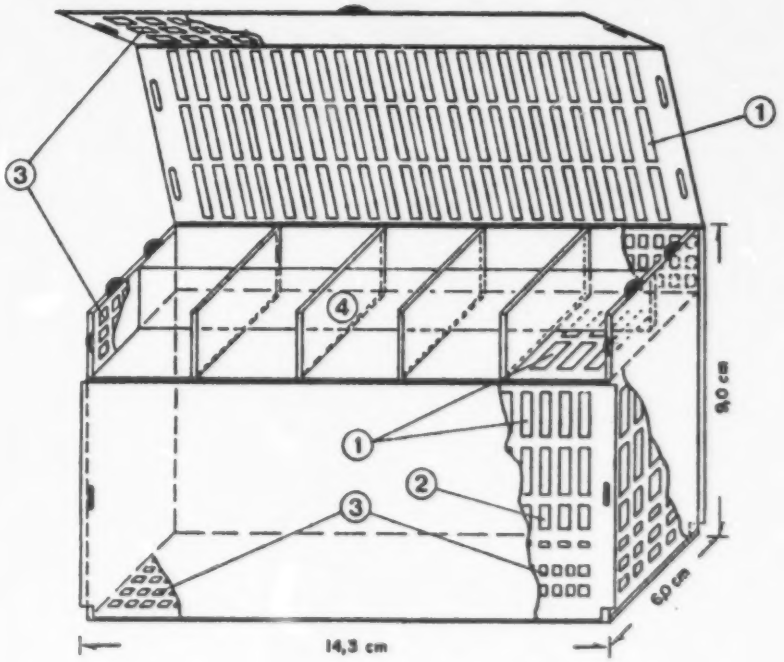
PARAMÈTRE	MÉTHODE	TYPE D'APPAREIL	LIMITE DE DÉTECTION
pH*	Électrométrie	pH-mètre Radiometer PHM26; calibration pH 4 et 7, tampon Fisher Scientific Ltée	0,01 unité
Conductivité*	Électrométrie	Conductivimètre Radiometer 2892	0,1 µS/cm
Alcalinité	Gran-Kramer	pH-mètre Radiometer PHM26	0,05 mg/L
Carbone organique total	Injection et combustion	Beckman 915	0,5 mg/L
Carbone inorganique total	Injection et combustion	Beckman 915	0,5 mg/L
Couleur vraie	Comparaison visuelle	Hellige Aqua-tester	2 unités Hazen
Turbidité	Turbidimétrie	Hach 2100A	0,01 NTU
NO_2 + NO_3, Cl, SO_4	Chromatographie ionique	Chromatographe Dionex 125	0,1 mg/L
Na, K, Ca, Mg	Absorption atomique	Spectrophotomètre Variant 575	1,0 µg/L
Al, Mn	Absorption atomique (fournaise)	Spectrophotomètre Variant GTA-95	1,0 µg/L
Fe, Cu	Absorption atomique (fournaise)	Spectrophotomètre Variant GTA-95	1,0 µg/L
Zn	Absorption atomique (fournaise)	Spectrophotomètre Variant GTA-95	0,1 µg/L

Note: Les paramètres suivants: Na, K, Ca, Mg, Al, Mn, Fe, Cu et Zn furent analysés après filtration (filtres 0,45 mm).

* : pH terrain: ORION 407 A/F
Conductivité terrain: YSI 32

ANNEXE 3

Boîte de Whitlock-Vibert modifiée pour les fins de l'étude



① Ouvertures (ext. 3,5 x 13,0 mm, int. 4,5 x 14,0 mm)

② Ouvertures (ext. 3,5 x 7,0 mm, int. 4,5 x 8,0 mm)

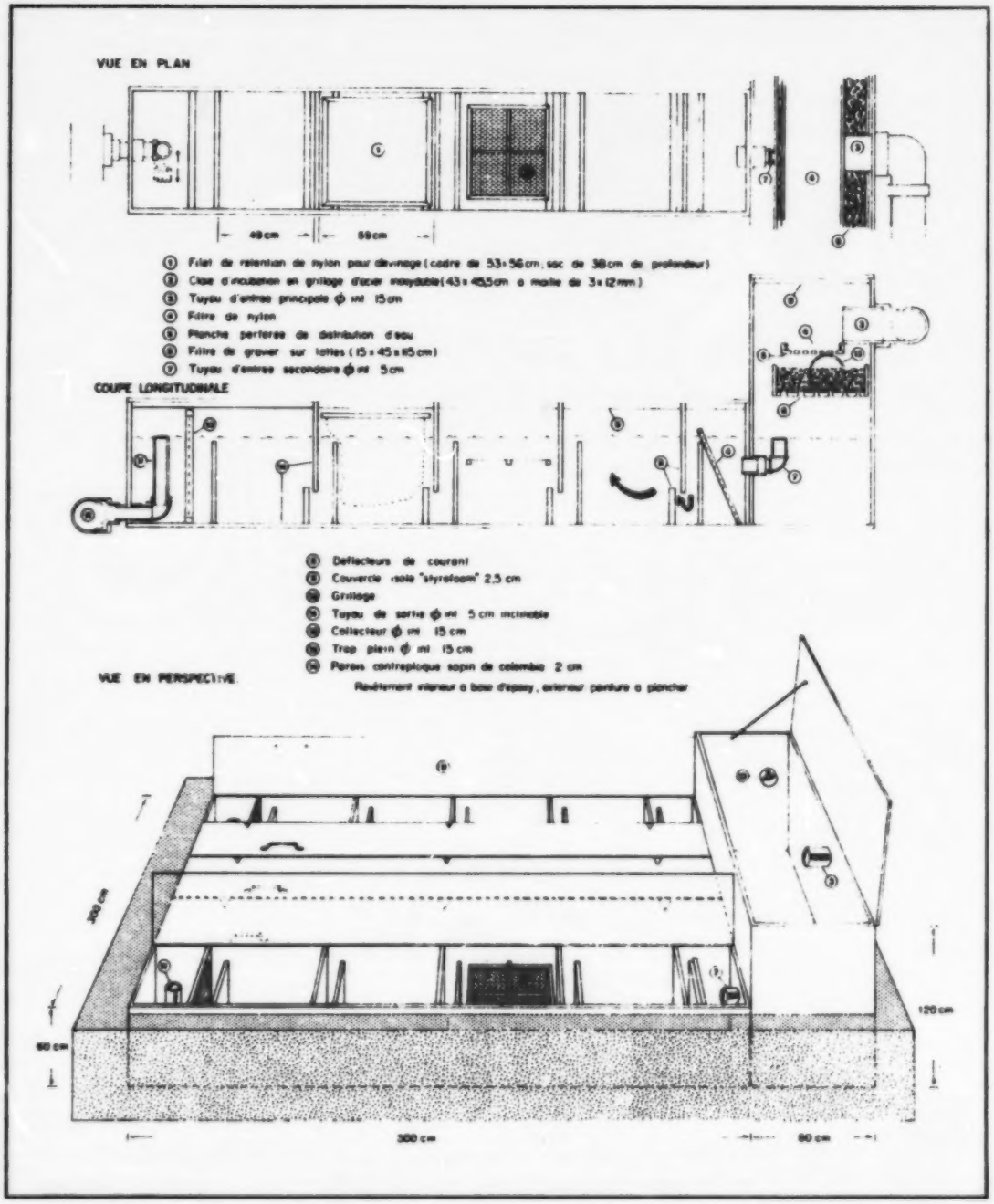
③ Ouvertures de retenue (2,0 x 2,5 mm)

④ Séparateur en acrylique tranparent (10 cases) pour fin d'isolation et de décompte de groupes d'oeufs. (modification à la boite originale)

Matériel : Polypropylène de 2 mm d'épaisseur

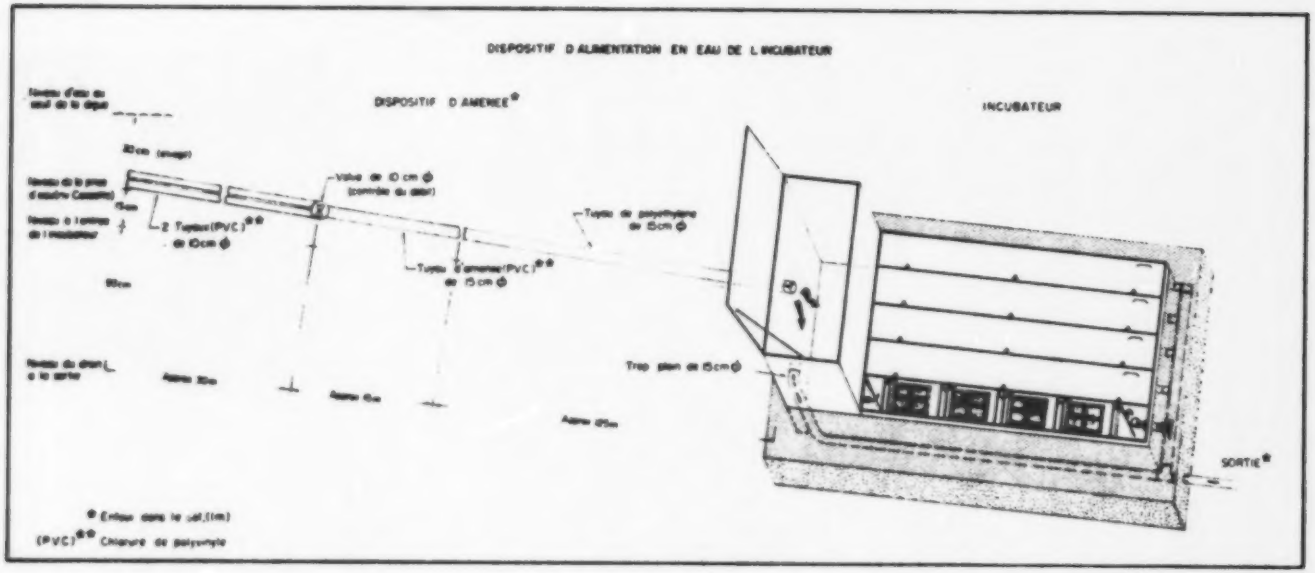
ANNEXE 4

Dispositif d'incubation et d'alevinage installé en dérivation de la rivière Cassette



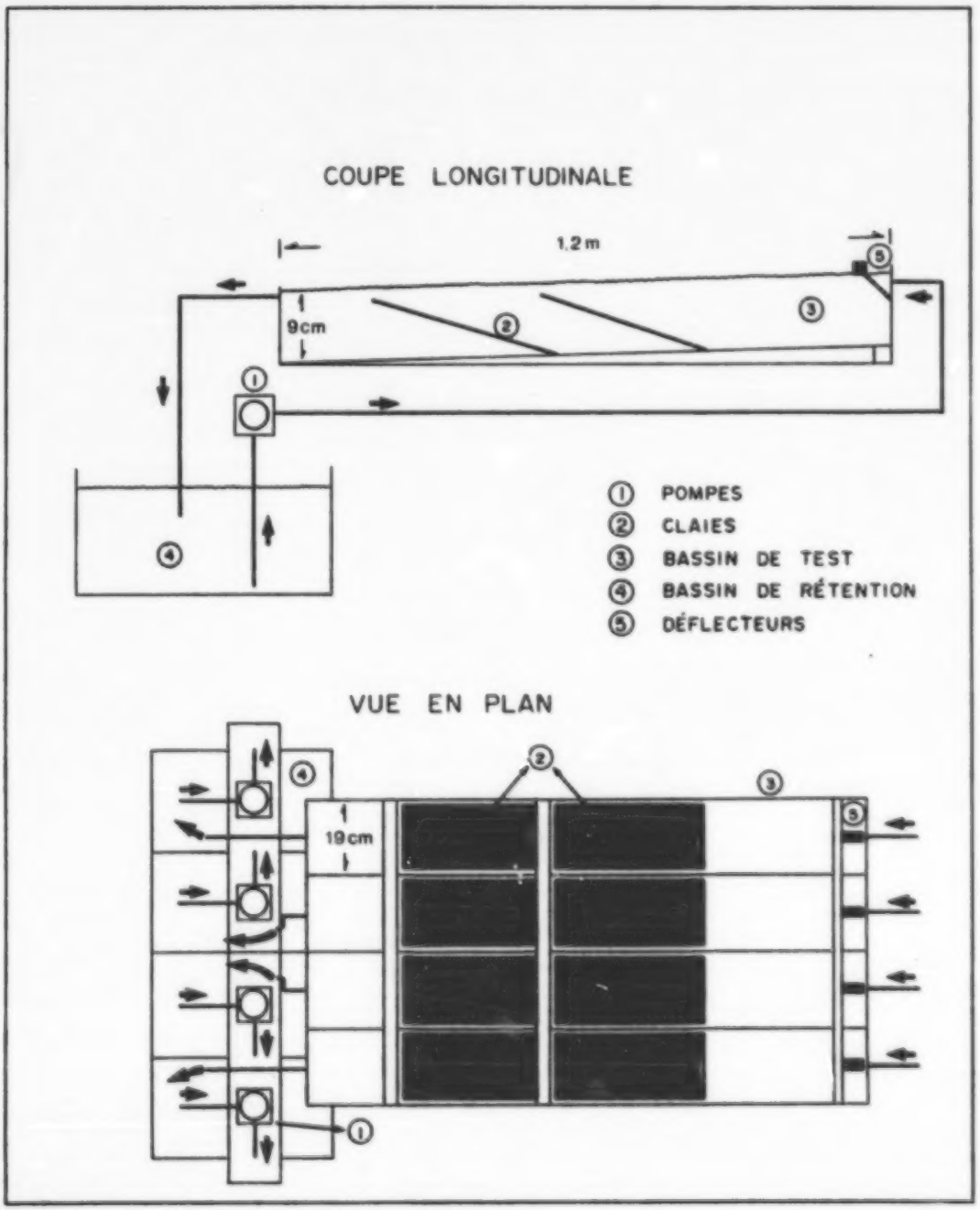
ANNEXE 5

Alimentation en eau du dispositif d'incubation et d'alevinage



ANNEXE 6

Dispositif utilisé lors des expériences de bio-accumulation en laboratoire
(Adapté de Brouard et coll., 1985)



ANNEXE 7

Méthodes utilisées pour l'analyse de l'aluminium et du manganèse dans les oeufs ou alevins ainsi que dans l'eau synthétique

TYPE D'ANALYSE	CINÉTIQUE DE BIO-ACCUMULATION EN LABORATOIRE*			BIO-ACCUMULATION IN SITU**		
	Appareil	Longueur d'onde (nm)	Limite de détection	Appareil	Longueur d'onde (nm)	Limite de détection
Aluminium dans les organismes	Spectrophotomètre absorption atomique Perkin-Elmer 3030	309,3	2 µg/g	Spectrophotomètre absorption atomique Varian 575	309,3	1 µg/g
Aluminium dans l'eau d'incubation et d'alevinage	Spectrophotomètre Perkin-Elmer 3030 avec four au graphite HGA-2100	309,3	6 µg/L	Spectrophotomètre absorption atomique Varian GTA-95	309,3	1 µg/L
Manganèse dans les organismes	Spectrophotomètre absorption atomique Perkin-Elmer 3030	279,5	1 µg/g	Spectrophotomètre absorption atomique Varian 575	279,5	1 µg/g
Manganèse dans l'eau d'incubation et d'alevinage	Spectrophotomètre d'émission atomique au plasma Perkin-Elmer ICP/6000	257,610	5 µg/L	Spectrophotomètre absorption atomique Varian GTA-95	279,5	1 µg/L

* Analyses réalisées au laboratoire d'Éco-Recherches (Canada) de Pointe-Claire.

** Analyses réalisées au laboratoire de l'INRS-Eau, à Sainte-Foy.

ANNEXE 8

Superficie des unités morpho-sédimentologiques du bassin de la rivière Cassette

UNITÉ MORPHO-SÉDIMENTOLOGIQUE	SOUS-BASSIN NORD		SOUS-BASSIN SUD		TOTAL	
	ha	$	ha	$	ha	$
Moraine sous-glaciaire ou till (épaisseur > 1 m)	262,5	6,9	522,3	13,8	784,9	20,7
Couverture de till mince sur roc (épaisseur < 1 m)	549,5	14,5	644,5	17,0	1 194,0	31,5
Placage de till mince sur roc et affleurements rocheux	94,5	2,5	450,2	11,9	544,7	14,4
Dominance d'affleurements rocheux et placage de till mince sur roc	205,9	5,5	664,9	17,5	870,9	23,0
Moraine d'ablation	16,7	0,4	149,1	4,0	165,9	4,4
Sédiments fluvio-glaciaires de contact	39,1	1,0	12,2	0,4	51,3	1,4
Sédiments fluvio-glaciaires d'épandages	3,5	0,1	10,0	0,3	13,5	0,4
Sédiments fluvio-marins	---	---	50,9	1,3	50,9	1,3
Sédiments fluviatiles actuels et subactuels	---	---	24,3	0,6	24,3	0,6
Dépôts organiques	9,7	0,3	64,8	1,7	74,6	2,0
Dépôts de pente	---	---	10,3	0,3	10,3	0,3
TOTAL	1 181,5	31,2	2 603,5	68,8	3 785	100

ANNEXE 9

Superficie par type de couvert végétal pour le bassin de la rivière Cassette

TYPES DE COUVERT	SOUS-BASSIN NORD		SOUS-BASSIN SUD		TOTAL	
	ha	%	ha	%	ha	%
Pessières à épinette noire (P)	141,5	12,0	1 085,5	41,7	1 227,0	32,4
Sapinières (S)	207,0	17,5	230,0	8,8	437,0	11,5
Forêts feuillues (F)	58,5	5,0	332,0	12,8	390,5	10,4
Forêts mixtes (M)	386,0	32,7	533,0	20,5	919,0	24,3
Forêts ouvertes (O)	304,5	25,8	165,0	6,3	469,5	12,4
Tourbières (T)	47,0	4,0	102,5	3,9	149,5	3,9
Coupe forestière (C)	37,0	3,1	155,5	6,0	192,5	5,1
TOTAL	1 181,5	100,1	2 603,5	100,0	3 785,0	100,0

ANNEXE 10

Statistiques descriptives sommaires des principaux descripteurs physico-chimiques des eaux de surface de la rivière Cassette (Station C-1; Hiver, N = 17)

PARAMÈTRES	MOYENNE	ÉCART-TYPE	COEFFICIENT DE VARIATION (%)	MINIMUM	MAXIMUM	MÉDIANE
H^+ (µéq/L)	0,31	0,15	46,8	0,13	0,63	0,26
pH	6,5			6,9	6,2	6,6
Conductivité (µS/cm)	29,2	1,53	5,2	25,0	31,5	29,3
Alcalinité (µéq/L)	175	15,6	8,9	152	205	172
C inorganique (mg/L)	2,19	0,38	17,4	1,5	2,9	2,2
C organique (mg/L)	4,96	0,73	14,7	3,6	6,5	5,0
Turbidité (NTU)	0,41	0,05	11,7	0,34	0,52	0,42
Couleur vraie (Hazen)	24,1	5,1	21,0	15,0	30,0	23,3
NO_3^- (µéq/L)	7,76	2,22	28,6	3,0	11,0	8,0
Cl^- (µéq/L)	16,4	4,4	26,8	2,0	24,0	16,4
SO_4^{-2} (µéq/L)	54,7	3,9	7,2	48,0	61,0	54,4
Na^+ (µéq/L)	35,8	3,1	8,7	31,0	42,0	36,0
K^+ (µéq/L)	11,6	0,9	8,0	10,0	13,0	11,4
Ca^{+2} (µéq/L)	173	14,5	8,4	149	192	175
Mg^{+2} (µéq/L)	40,9	6,2	15,1	33,0	54,0	39,0
Al (µg/L)	55,4	10,1	18,3	29,0	68,0	54,0
Mn (µg/L)	5,18	1,07	20,8	3,0	7,0	5,4
Fe (µg/L)	136	14,1	10,4	101	163	138
Σ cations (µéq/L)	261	19,7	7,6	234	294	258
Σ anions (µéq/L)	254	17,5	6,9	232	288	253

ANNEXE 11

Statistiques descriptives sommaires des principaux descripteurs physico-chimiques des eaux de surface de la rivière Cassette (Station C-1; Printemps, N = 19)

PARAMÈTRES	MOYENNE	ÉCART-TYPE	COEFFICIENT DE VARIATION (%)	MINIMUM	MAXIMUM	MÉDIANE
H^+ (µéq/L)	0,45	0,26	58,3	0,18	1,00	0,40
pH	6,3			6,7	6,0	6,4
Conductivité (µS/cm)	21,4	5,1	23,8	15,8	36,5	19,5
Alcalinité (µéq/L)	83,7	33,9	40,5	27,0	148,0	83,0
C inorganique (mg/L)	1,05	0,16	14,8	0,8	1,4	1,0
C organique (mg/L)	5,60	2,03	36,2	1,6	7,2	6,5
Turbidité (NTU)	0,57	0,32	56,6	0,37	1,70	0,50
Couleur vraie (Hazen)	35,7	3,2	9,0	30,0	40,0	35,6
NO_3^- (µéq/L)	7,33	4,89	66,7	3,0	23,0	6,3
Cl^- (µéq/L)	13,4	2,8	20,7	10,0	20,0	12,5
SO_4^{-2} (µéq/L)	56,9	9,2	16,1	49,0	76,0	51,3
Na^+ (µéq/L)	23,8	3,5	14,7	17,0	29,0	23,7
K^+ (µéq/L)	8,33	1,11	13,4	7,0	10,0	8,2
Ca^{+2} (µéq/L)	104	27,3	26,2	75,0	155	95,0
Mg^{+2} (µéq/L)	26,5	4,88	18,4	20,0	35,0	25,3
Al (µg/L)	88,5	13,8	15,6	67,0	112	90,7
Mn (µg/L)	10,4	3,1	29,7	7,0	19,0	9,8
Fe (µg/L)	102	24,2	23,7	63	153	96
Σ cations (µéq/L)	163	36	22,1	119	229	153
Σ anions (µéq/L)	164	52	31,8	91	283	152

ANNEXE 12

Statistiques descriptives sommaires des principaux descripteurs physico-chimiques des eaux de surface de la rivière Cassette (Station C-1; Été, N = 14)

PARAMÈTRES	MOYENNE	ÉCART-TYPE	COEFFICIENT DE VARIATION (%)	MINIMUM	MAXIMUM	MÉDIANE
H^+ (µéq/L)	--	--	--	--	--	--
Conductivité (µS/cm)	26,8	2,3	8,4	22,2	30,0	27,3
Alcalinité (µéq/L)	163	30,4	18,6	107	200	167
C inorganique (mg/L)	2,10	0,42	20,2	1,3	2,7	2,0
C organique (mg/L)	5,54	0,70	12,7	4,6	7,2	5,3
Turbidité (NTU)	0,48	0,10	22,1	0,34	0,70	0,46
Couleur vraie (Hazen)	32,0	2,88	9,0	30,0	38,0	30,8
NO_3^- (µéq/L)	3,57	3,79	106,2	0,5	16,0	3,0
Cl^- (µéq/L)	12,0	3,1	25,7	3,0	16,0	12,3
SO_4^{-2} (µéq/L)	45,9	3,9	8,5	42,0	54,0	45,8
Na^+ (µéq/L)	30,7	1,7	5,5	27,0	33,0	31,1
K^+ (µéq/L)	9,14	0,77	8,4	8,0	10,0	9,2
Ca^{+2} (µéq/L)	148	15,0	10,2	115	165	148
Mg^{+2} (µéq/L)	33,8	4,7	14,0	25,0	39,0	34,5
Al (µg/L)	35,4	11,7	33,1	16,0	56,0	35,5
Mn (µg/L)	12,8	6,3	49,2	6,0	24,0	10,5
Fe (µg/L)	166	46,4	28,0	107	250	162
Σ cations (µéq/L)	221	20,7	9,4	177	247	217
Σ anions (µéq/L)	225	29,1	12,9	173	261	226

ANNEXE 13

Statistiques descriptives sommaires des principaux descripteurs physico-chimiques des eaux de surface de la rivière Cassette (Station C-1; Automne, N = 13)

PARAMÈTRES	MOYENNE	ÉCART-TYPE	COEFFICIENT DE VARIATION (%)	MINIMUM	MAXIMUM	MÉDIANE
H^+ (µéq/L)	--	--	--	--	--	--
Conductivité (µS/cm)	28,3	0,74	2,6	26,2	29,2	28,4
Alcalinité (µéq/L)	193	15,4	8,0	144	208	197
C inorganique (mg/L)	2,51	0,23	9,2	1,8	2,7	2,6
C organique (mg/L)	3,35	0,49	14,8	2,7	4,5	3,3
Turbidité (NTU)	0,45	0,09	19,2	0,37	0,68	0,41
Couleur vraie (Hazen)	22,4	3,4	15,1	20,0	30,0	20,3
NO_3^- (µéq/L)	3,43	4,00	115,4	2,0	17,0	2,3
Cl^- (µéq/L)	15,1	1,39	9,2	13,0	18,0	15,2
SO_4^{-2} (µéq/L)	47,3	4,3	9,2	42,0	56,0	47,5
Na^+ (µéq/L)	33,3	1,77	5,3	30,0	36,0	33,1
K^+ (µéq/L)	10,4	1,09	10,4	9,0	12,0	10,3
Ca^{+2} (µéq/L)	168	13,0	7,8	155	190	160
Mg^{+2} (µéq/L)	39,1	0,73	1,9	38,0	40,0	39,1
Al (µg/L)	20,9	2,06	9,8	19,0	26,0	20,3
Mn (µg/L)	15,8	7,84	49,6	6,0	32,0	13,5
Fe (µg/L)	144	39,2	27,3	88	237	150
Σ cations (µéq/L)	249	14,8	5,9	236	277	241
Σ anions (µéq/L)	259	10,7	4,2	230	268	263

ANNEXE 14

Contenu en aluminium et en manganèse (µg/g, poids humide) chez les oeufs de saumon post-fertilisés

AUGE	CONDITIONS (N = 15)	Al, H_2O (µg/L, N = 5)	Al (OEUFS, µg/g, POIDS HUMIDE)				
			1	3	5	9	15 jours
5	T° 2,6 ± 0,3 pH 5,8 ± 0,2 (+ M.H., 10 mg/L)	510 ± 13	6,8	16,4	22,9	24,7	28,0
6	T° 2,6 ± 0,3 pH 5,7 ± 0,2	181 ± 60	12,1	19,7	37,4	49,0	49,3
7	T° 2,6 ± 0,3 pH 5,7 ± 0,1	59 ± 11	5,9	17,5	28,2	26,4	30,3
4	T° 2,6 ± 0,3 pH 5,7 ± 0,1	23 ± 15	2,6	3,7	3,8	8,0	8,9

AUGE	CONDITIONS (N = 15)	Mn, H_2O (µg/L, N = 5)	Mn (OEUFS, µg/g, POIDS HUMIDE)				
			1	3	5	9	15 jours
1	T° 2,6 ± 0,3 pH 5,8 ± 0,2 (+ M.H., 10 mg/L)	235 ± 35	2,1	< 1	2,1	2,3	2,1
2	T° 2,6 ± 0,3 pH 5,6 ± 0,2	261 ± 11	2,3	< 1	2,1	2,1	1,5
3	T° 2,6 ± 0,3 pH 5,7 ± 0,1	73 ± 8	1,3	< 1	3,4	< 1	< 1
4	T° 2,6 ± 0,3 pH 5,7 ± 0,1	< 5	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1

M.H.: Matière humique

ANNEXE 15

Contenu en aluminium et en manganèse (µg/g, poids humide) chez les oeufs de saumon embryonnés

AUGE	CONDITIONS (N = 15)	Al, H_2O (µg/L, N = 5)	Al (OEUFS, µg/g, POIDS HUMIDE)				
			1	3	5	9	15 jours
5	T° 4,2 ± 0,2 pH 5,7 ± 0,1 (+ Na_2EDTA, 4,8 mg/L)	278 ± 48	< 2	3,3	2,3	2,7	5,6
6	T° 4,5 ± 0,3 pH 5,7 ± 0,1	239 ± 53	5,8	5,8	12,9	15,2	15,9
7	T° 4,7 ± 0,3 pH 5,7 ± 0,1	65 ± 23	3,4	6,9	9,0	12,3	14,5
4	T° 4,0 ± 0,1 pH 5,6 ± 0,1	< 6	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2

AUGE	CONDITIONS (N = 15)	Mn, H_2O (µg/L, N = 5)	Mn (OEUFS, µg/g, POIDS HUMIDE)				
			1	3	5	9	15 jours
1	T° 3,8 ± 0,3 pH 5,7 ± 0,1 (+ Na_2EDTA, 4,8 mg/L)	256 ± 6	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
2	T° 4,0 ± 0,3 pH 5,7 ± 0,1	260 ± 9	3,4	2,7	2,6	2,7	4,2
3	T° 3,9 ± 0,3 pH 5,7 ± 0,1	70 ± 5	< 1	1,6	1	1,3	1,6
4	T° 4,0 ± 0,1 pH 5,6 ± 0,1	< 5	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1

ANNEXE 16

Contenu en aluminium et en manganèse (µg/g, poids humide) chez les alevins vésiculés de saumon

AUGE	CONDITIONS (N = 15)	Al, H_2O (µg/L, N = 5)	Al (ALEVINS, µg/g, POIDS HUMIDE) 1	3	5	9	15 jours
5	T° 6,3 ± 0,6 pH 5,7 ± 0,1 (+ Na_2EDTA, 4,8 mg/L)	260 ± 222	< 2	< 2	2,1	< 2	< 2
6	T° 6,5 ± 0,5 pH 5,7 ± 0,1	126 ± 49	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2
7	T° 6,6 ± 0,5 pH 5,7 ± 0,1	97 ± 70	< 2	< 2	2,1	< 2	4,7
4	T° 5,8 ± 0,6 pH 5,7 ± 0,1	10 ± 3	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2

AUGE	CONDITIONS (N = 15)	Mn, H_2O (µg/L, N = 5)	Mn (ALEVINS, µg/g, POIDS HUMIDE) 1	3	5	9	15 jours
1	T° 5,5 ± 0,5 pH 5,6 ± 0,1 (+ Na_2EDTA, 4,8 mg/L)	263 ± 5	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
2	T° 5,8 ± 0,6 pH 5,6 ± 0,1	240 ± 16	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
3	T° 5,6 ± 0,5 pH 5,7 ± 0,1	70 ± 5	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
4	T° 5,8 ± 0,6 pH 5,7 ± 0,1	5	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1